

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ, МОЛОДЕЖИ И СПОРТА  
УКРАИНЫ  
ХАРЬКОВСКАЯ НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ ГОРОДСКОГО  
ХОЗЯЙСТВА

*РЕСУРСОСБЕРЕГАЮЩИЕ  
ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ  
СТОЧНЫХ ВОД*

Монография

*Харьков  
ХНАТХ  
2011*

УДК 628.316.12  
ББК 38.761.2  
Р43

*Научный консультант*

*Коринько Иван Васильевич*, генеральный директор КП ПТП «Вода», доктор технических наук, профессор

*Рецензенты:*

*В.В. Березуцкий* – к.т.н., зав. каф. Охраны труда и окружающей среды  
Харьковского национального технического университета  
«Харьковский политехнический институт»

*Ф.В. Стольберг* – д.т.н., проф., зав. каф. Инженерной экологии городов  
Харьковской национальной академии городского хозяйства

Рекомендовано к печати Ученым советом ХНАГХ,  
протокол № 4 от 31.12.2010 г.

**Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод:**

Р43 монография / С. С. Душкин, А. Н. Коваленко, М. В. Дегтярь,  
Т. А. Шевченко; Харьк. нац. акад. гор. хоз-ва. – Х. : ХНАГХ, 2011.–  
146 с.

ISBN 978-966-695-228-1

В монографии освещены научные основы ресурсосберегающих технологий очистки сточных вод.

Предназначена для инженерно-технических работников, занимающихся проектированием, строительством и эксплуатацией систем водоотведения. Может быть рекомендована для студентов специальностей «Водоснабжение и водоотведение», «Экология и охрана окружающей среды».

УДК 628.316.12  
ББК 38.761.2

ISBN 978-966-695-228-1

© С. С. Душкин, А. Н. Коваленко,  
М. В. Дегтярь, Т. А. Шевченко,  
ХНАГХ, 2011

## СОДЕРЖАНИЕ

	Стр.
ВВЕДЕНИЕ	6
<b>1. СИСТЕМА ВОДООТВЕДЕНИЯ КАК КОМПЛЕКС ИНЖЕНЕРНЫХ СООРУЖЕНИЙ</b>	<b>8</b>
1.1. Схемы и системы водоотведения	8
1.2. Характеристика примесей сточных вод	12
1.3. Санитарно–гигиеническая оценка сточных вод	21
1.4. Технологические схемы очистки сточных вод	25
<b>Выводы</b>	31
<b>2. СПЕЦИАЛЬНЫЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД, ИХ АНАЛИЗ</b>	<b>33</b>
2.1. Существующие методы повышения эффективности очистки сточных вод от биогенных элементов	33
2.1.1. Физико–химические методы удаления фосфора из сточной жидкости	33
2.1.2. Биологические методы удаления фосфора из сточной жидкости	37
2.1.3. Комбинированные методы удаления фосфора из сточной жидкости	41
2.2. Анализ существующих методов очистки дренажных вод полигонов ТБО	19
2.2.1. Деструктивные методы очистки дренажных вод полигонов ТБО	50
2.2.2. Ионообменные и сорбционные методы очистки фильтрата	56
2.2.3. Реагентная коагуляция, гальванокоагуляция	58
2.2.4. Мембранная очистка фильтрационных вод полигонов ТБО	60
2.3. Мембранные биореакторы в процессах очистки сточных вод	68
2.3.1. Процессы ультрафильтрации и микрофильтрации	68
2.3.2. Основные типы фильтрационных элементов	71
2.3.3. Особенности технологии очистки сточных вод на мембранном биореакторе	72
2.4. Технология Biotal для очистки сточных вод	79
<b>Выводы</b>	83
<b>3. ОСОБЕННОСТИ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ АКТИВИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ РЕАГЕНТОВ</b>	<b>85</b>
3.1. Дефосфатизация бытовых сточных вод	85
3.1.1. Физико–химические основы гетерофазной системы контактных осветлителей	85
3.1.2. Влияние параметров активации коагулянта на эффективность дефосфатизации сточных вод	91

3.1.3.	Снижение расчетных доз коагулянта при доочистке сточных вод на контактных осветлителях.....	103
3.2.	Очистка дренажных вод полигонов ТБО.....	109
3.2.1.	Изменение структурно–механической гидратации гидроксида алюминия при обработке сточных вод полигонов твердых бытовых отходов активированным раствором сульфата алюминия.....	109
3.2.2.	Влияние активированного раствора коагулянта на изменение сил сцепления контактной среды.....	115
3.2.3.	Исследование методом ЯМР–релаксации влияния активированного раствора сульфата алюминия на процесс очистки дренажных вод.....	131
3.2.4.	Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси.	139
3.2.5.	Повышение эффективности процессов доочистки дренажных вод полигонов ТБО на механических фильтрах с зернистой загрузкой.....	144
	<b>Выводы.....</b>	<b>150</b>
	<b>ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....</b>	<b>153</b>
	<b>СПИСОК ИСТОЧНИКОВ.....</b>	<b>154</b>

## ВВЕДЕНИЕ

В современных условиях уделяется пристальное внимание интенсификации процессов очистки сточных вод, совершенствованию существующих технологий очистки и разработке новых эффективных методов очистки, внедрению ресурсосберегающих технологий модернизации существующих методов и конструкций водоочистных аппаратов.

Особое внимание уделяется ресурсосберегающим технологиям очистки сточных вод, позволяющие сэкономить материальные и природные ресурсы.

Для повышения эффективности очистки сточных вод от грубодисперсных и коллоидных загрязнений применяют минеральные коагулянты. Все большее значение приобретают физико-химические методы, в частности рассмотренный метод применения активированных растворов коагулянтов, для удаления биогенных элементов из бытовых сточных вод, а также очистки дренажных вод полигонов твердых бытовых отходов. Он позволяет интенсифицировать процессы очистки сточных вод, снизить расходы реагентов, которые используются при очистке сточных вод, без ухудшения качества очищенной воды, уменьшить затраты на эксплуатацию очистных сооружений, уменьшить себестоимость очистки.

Работа выполнена согласно госбюджетной теме Министерства образования и науки Украины «Разработка ресурсосберегающих экологически-безопасных технологий при очистке природных и сточных вод» (№ госрегистрации 0107U000253), в которой авторы принимали участие как соисполнители.

В результате выполненных теоретических и экспериментальных исследований установлено: что при обработке воды активированным раствором коагулянта наблюдается снижение агрегативной устойчивости коллоидных примесей и повышение адсорбционной емкости гидроксида алюминия, что интенсифицирует процесс образования зародышей дополнительных центров коагуляции, – это подтверждается данными, полученными при исследовании методом ЯМР–релаксации.

Результаты исследований, приведенные в данной работе, позволяют в определенной степени решить вопрос научного обоснования ресурсосберегающих технологий очистки сточных вод.

# **1. СИСТЕМА ВОДООТВЕДЕНИЯ КАК КОМПЛЕКС ИНЖЕНЕРНЫХ СООРУЖЕНИЙ**

## **1.1. Схемы и системы водоотведения**

Системы водоотведения зависят от степени благоустройства населенных мест, местоположения производственных предприятий по отношению к селитебной зоне, расхода сточных вод, их загрязненности, климатических условий, вида и мощности водных объектов, в которые сбрасываются сточные воды.

Система водоотведения состоит из следующих основных элементов:

- внутренних водоотводящих сетей в зданиях, оснащенных санитарно-техническим оборудованием;
- внутриквартальных водоотводящих сетей;
- наружной водоотводящей сети;
- аварийно–регулирующих резервуаров;
- специальных сооружений;
- насосных станций и напорных трубопроводов;
- станций очистки сточных вод;
- выпусков аварийных неочищенных потоков сточных вод.

Получили распространение следующие системы водоотведения:

- раздельная (полная и неполная);
- полураздельная;
- комбинированная;
- общесплавная.

При полной раздельной системе проектируются две сети труб: одна для бытовых и производственных сточных вод, а другая – для отведения поверхностного стока. При неполной раздельной системе поверхностный сток отводится по открытым лоткам и каналам.

Полураздельная система отличается от полной раздельной тем, что в ее составе проектируется главный общесплавной коллектор вдоль водотока или

водоема. По этому коллектору сточные воды всех категорий поступают на очистные сооружения.

С целью уменьшения диаметров труб главного общественного коллектора и снижения требуемой мощности очистных сооружений в местах примыкания к нему уличных коллекторов, предназначенных для отведения поверхностного стока, предусматривают разделительные камеры.

При сильных ливнях вода из уличных дождевых коллекторов через разделительные камеры полностью или частично сбрасывается в водный объект без очистки. Вода при слабых дождях и наиболее загрязненная при дождях любой интенсивности, а также талая и поливочная через разделительные камеры направляется в главный общесплавной коллектор и далее – на очистные сооружения.

При общесплавной системе все виды сточных вод отводятся по одной сети трубопроводов. С целью уменьшения размеров главных коллекторов на них устанавливаются камеры с ливнеспусками.

Для защиты населенных мест и промышленных предприятий от дождевых и талых вод, стекающих с вышерасположенных территорий, проектируют перехватывающие водоотводные каналы.

Однако в соответствии с нормативными документами поверхностный сток с населенных территорий площадью более 0,2 км<sup>2</sup> перед спуском его в водные объекты должен очищаться.

В соответствии с требованиями рекомендуется рассматривать возможность применения полураздельной системы при интенсивности дождя  $q_{20}$  менее 0,9 м<sup>3</sup>/с на 1 га.

Водоотведение в населенных пунктах с населением до пяти тысяч человек осуществляется, как правило, по неполной раздельной системе.

Комбинированная система приемлема для больших городов, имеющих районы с различной степенью благоустройства.

При составлении схемы водоотводящей сети обслуживаемый объект разбивается на бассейны водоотведения, которые представляют собой часть территории обслуживаемого объекта, ограниченной линиями водоразделов и

границами объекта. Внешняя водоотводящая сеть может быть разделена на уличную сеть, коллекторы бассейнов водоотведения и главные коллекторы.

Уличная сеть представляет собой трубопроводы, проложенные по части периметра квартала или по всему периметру. К ней присоединяются внутриквартальные сети.

Коллекторы бассейнов водоотведения предназначены для приема и отвода воды от части или целого бассейна водоотведения.

Главные коллекторы предназначены для приема и отвода воды от части или всего объекта, по главным коллекторам вода транспортируется к насосным станциям или очистным сооружениям.

Местные насосные станции используют для подъема и перекачки воды от здания или группы зданий.

Районные насосные станции – применяют для перекачки стоков от части или целого бассейна водоотведения.

Главные насосные станции – перекачивают стоки на станцию очистки сточных вод части или всего объекта, как правило, для повышения надежности работы сооружений напорные трубопроводы выполняют в 2 нитки.

Очистная станция представляет собой комплекс сооружений для очистки сточных вод и обработки осадков. Очистка сточных вод протекает в несколько стадий, включающих механическую, биохимическую и физико-химическую очистку. Перед сбросом в водоем обязательным и заключительным этапом очистки является обеззараживание.

В зависимости от основных факторов схемы водоотводящих сетей могут подразделяться на несколько видов.

Перпендикулярная схема (децентрализованная), в которой коллекторы бассейнов водоотведения прокладываются перпендикулярно направлению потока воды водоема и перпендикулярно горизонталям. По такой схеме выполняют водосточную сеть при полной раздельной системе водоотведения. При этом дождевые воды децентрализованно сбрасываются в водоем без очистки или с очисткой.



Пересеченная схема (централизованная) – коллекторы бассейнов водоотведения пересекаются главным коллектором, направляемым параллельно реке. Эта схема применяется для отведения сточных вод, требующих обязательной очистки. Они используются при полной раздельной системе водоотведения для городских сточных вод.

Параллельная схема (веерная централизованная) – коллекторы бассейнов водоотведения направляются параллельно или под небольшим углом к направлению потока воды в водоеме и пересекаются с главным коллектором, транспортирующим сточные воды к очистным сооружениям.

Эту схему, как правило, применяют при резком падении рельефа местности к водоему.

Зонная схема (централизованная) – обслуживаемая территория разбивается на две зоны: с верхней зоны сточные воды отводятся к очистным сооружениям самотеком, а с нижней они перекачиваются насосной станцией, эта схема наименее энергоемка.

Радиальная (децентрализованная) – схема отведение сточных вод реализуется на несколько очистных станций. Радиальную схему водоотведения применяют при сложном рельефе местности и в больших городах.

Трассировка уличных трубопроводов возможна по трем следующим схемам:

- объемлющая трассировка – уличные трубопроводы прокладывают со всех сторон квартала. Эту трассировку применяют при слабовыраженном уклоне местности ( $i < 0,005$ ) для больших кварталов и при отсутствии внутри них застройки.
- трассировка по пониженной стороне квартала– уличные трубопроводы прокладывают лишь с пониженных сторон квартала, применяют при выраженном рельефе местности ( $i > 0,007$ ) и небольших кварталах.
- черзквартальная трассировка – трубопроводы прокладывают внутри квартала, что при детальной планировке жилых кварталов сокращает общую протяженность сети. Существенные преимущества этой трассировки в том, что трубопроводы пересекают проезды на отдельных коротких участках, не

загромождая подземную часть, насыщенную другими инженерными коммуникациями.

Для обоснования выбора оптимальной схемы водоотведения обычно рассматривают несколько равноценных в технологическом и санитарном отношении вариантов трассировки [16, 77].

## **1.2. Характеристика примесей сточных вод**

По своей природе загрязнения сточных вод подразделяются на органические, минеральные и биологические.

Органические загрязнения – это примеси растительного и животного происхождения.

Минеральные загрязнения – это кварцевый песок, глина, щелочи, минеральные кислоты и их соли, минеральные масла и т.д.

Биологические и бактериальные загрязнения – это различные организмы: дрожжевые и плесневые грибки, мелкие водоросли и бактерии, в том числе болезнетворные (возбудители брюшного тифа, паратифа, дизентерии и др).

Все примеси сточных вод можно разделить на четыре группы в соответствии с размером частиц.

К первой группе примесей относят нерастворимые в воде грубодисперсные примеси. Нерастворимыми могут быть примеси органической или неорганической природы. К этой группе относят микроорганизмы (простейшие, водоросли, грибы), бактерии, яйца гельминтов. Эти примеси образуют с водой неустойчивые системы. При определенных условиях они могут выпадать в осадок или всплывать на поверхность воды. Значительная часть загрязнений этой группы может быть выделена из воды в результате гравитационного осаждения.

Вторую группу примесей составляют вещества коллоидной степени дисперсности с размером частиц менее  $10^{-6}$  см. Гидрофильные и гидрофобные коллоидные примеси этой группы образуют с водой системы с особыми молекулярно–кинетическими свойствами. К этой группе относятся и высокомолекулярные соединения, так как их свойства сходны с коллоидными

системами. В зависимости от физических условий примеси этой группы способны изменять свое агрегатное состояние. Малый размер их частиц затрудняет осаждение под действием сил тяжести. При разрушении агрегативной устойчивости примеси выпадают в осадок.

К третьей группе относят примеси с размером частиц менее  $10^{-7}$  см. Они имеют молекулярную степень дисперсности. При их взаимодействии с водой образуются растворы. Для очистки сточных вод от примесей третьей группы применяют биологические и физико-химические методы.

Примеси четвертой группы имеют размер частиц менее  $10^{-8}$  см, что соответствует ионной степени дисперсности. Это растворы кислот, солей и оснований. Некоторые из них, в частности аммонийные соли и фосфаты, частично удаляются из воды в процессе биологической очистки. Однако технология очистки бытовых сточных вод (полная биологическая очистка) не позволяет изменить солесодержание воды. Для снижения концентрации солей используют следующие физико-химические методы очистки: ионный обмен, электродиализ и т.д.

Различают три основные категории сточных вод в зависимости от их происхождения: хозяйственно-бытовые, производственные и атмосферные.

Хозяйственно-бытовые сточные воды поступают в водоотводящую сеть от жилых домов, бытовых помещений промышленных предприятий, комбинатов общественного питания и лечебных учреждений. В составе таких вод различают фекальные сточные воды и хозяйственные, загрязненные разными хозяйственными отбросами, моющими средствами. Хозяйственно-бытовые сточные воды всегда содержат большое количество микроорганизмов, которые являются продуктами жизнедеятельности человека, среди которых могут быть и патогенные. Особенностью хозяйственно-бытовых сточных вод является относительное постоянство их состава. Основная часть органических загрязнений таких вод представлена белками, жирами, углеводами и продуктами их разложения. Неорганические примеси составляют частицы кварцевого песка, глины, соли, образующиеся в процессе жизнедеятельности

человека. К последним относят фосфаты, гидрокарбонаты, аммонийные соли. Из общей массы загрязнений бытовых сточных вод на долю органических веществ приходится 45–58%.

Производственные сточные воды образуются в результате технологических процессов. Качество сточных вод и концентрация загрязняющих веществ определяются следующими факторами: видом промышленного производства и исходного сырья, режимами технологических процессов. Большинство предприятий имеют как минеральные, так и органические загрязнения сточных вод в различных соотношениях. Концентрация загрязнений сточных вод различных предприятий неодинакова и колеблется в весьма широких пределах в зависимости от расхода воды на единицу продукции, от совершенства технологического процесса и производственного оборудования. Концентрация загрязнений в производственных сточных водах может сильно колебаться во времени и зависит от хода технологического процесса в отдельных цехах или на предприятии в целом. Неравномерность концентрации и притока сточных вод и во всех случаях ухудшает работу очистных сооружений и усложняет их эксплуатацию.

Атмосферные сточные воды образуются в результате выпадения осадков. К этой категории сточных вод относят талые воды, а также воды от поливки улиц. В атмосферных водах наблюдается высокая концентрация кварцевого песка, глинистых частиц, мусора и нефтепродуктов, смываемых с улиц города. Загрязнение территории промышленных предприятий приводит к появлению в ливневых водах примесей, характерных для данного производства. Отличительной особенностью ливневого стока является его эпизодичность и резко выраженная неравномерность по расходу и концентрациям загрязнений.

В зависимости от гидрогеологических условий местности, характера производственных процессов в данном регионе, расхода воды на хозяйственно-бытовые и производственные нужды и выбирается та или иная система водоотведения и, соответственно, схема водоотводящей сети. Качественный состав хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод непосредственно влияют на выбор

технологии очистки воды и, следовательно, на экологическую ситуацию в данном районе.

Дренажные воды полигонов твердых бытовых отходов (ТБО) отличаются от всех выше перечисленных как качественным составом, так и источником образования.

Ниже приведен химический и микробиологический состав сточных вод этой категории, а также характеристика их органических неорганических примесей [36, 73, 12].

### **Химический состав дренажных вод**

Химический состав фильтрата зависит от механизмов, скорости и полноты протекания химической и биохимической деструкции каждой фракции отходов и этапа жизненного цикла полигона. Также на химический состав фильтрата значительное влияние оказывает морфологический состав ТБО, время нахождения отходов в теле полигона, степень проникновения атмосферных осадков в тело полигона. Как правило, указанные воды содержат многочисленные минеральные и органические компоненты, а также разнообразные продукты их взаимодействия и распада, в том числе ацетон, метанол, метиламин, бензол, толуол, циклогексан, метиленхлорид, этилендихлорид, тетрахлорэтилен и др. Эти вещества в большинстве своем являются нервно–паралитическими ядами с наркотическим действием, раздражают слизистые оболочки и кожу вплоть до экзем; способствуют частым заболеваниям дыхательных путей, при хроническом воздействии они вызывают расстройства печени, почек, сердечной мышцы, поджелудочной железы; обладают канцерогенным действием.

Усредненные качественные характеристики дренажных вод полигонов ТБО приведены в табл..1.1.

Фильтрат из ТБО характеризуется преимущественно по интегральным показателям – БПК и ХПК, а также по содержанию тяжелых металлов, аммонийного азота и других веществ. Показатели ХПК и БПК фильтрата в десятки раз могут превышать эти показатели для обычных сточных вод. Как показали обследования действующих емкостей, где накапливается фильтрат, вытекающий из тела полигона, на берегах прудов накопителей у уреза накапливаемой жидкости отсутствует как водная, так и береговая растительность.

**Таблица 1.1–** Усредненные качественные характеристики дренажных вод полигонов ТБО

Наименование показателя	Значение	Наименование показателя	Значение
рН	7,6	Фосфаты, мг/л	0,5
ХПК, мгО <sub>2</sub> /л	1200	Цианиды, мг/л	0,2
БПК <sub>5</sub> мгО <sub>2</sub> /л	180	Фенол, мг/л	0,5
Хлориды, мг/л	3000	Мышьяк, мкг/л	34
Сульфаты, мг/л	1940	Свинец, мкг/л	68
Нитриты, мг/л	2,0	Кадмий, мкг/л	11,5
Нитраты, мг/л	14,5	Ртуть, мкг/л	2
Азот аммонийный, мг/л	658	Цинк, мг/л	0,5
Фосфор общий, мг/л	2,9	Медь	2,0
Взвешенные вещества	240	Нефтепродукты	1,0
СПАВ	1,5	Минерализация	7000

Состав фильтрационных вод различных полигонов ТБО (как в Украине, так и в странах дальнего и ближнего зарубежья) неоднороден, что вызвано множеством ранее названных факторов [28, 54, 60]. Поэтому при разработке технологий по очистке дренажных вод необходимо учитывать неоднородность состава, возможные колебания и изменения количественных и качественных характеристик фильтрата на различных этапах жизненного цикла полигона. Анализ процессов химического и биохимического разложения отходов на различных этапах эксплуатации полигонов позволяет получить представление о химическом составе фильтрационных вод [12,100].

### **Органические соединения**

Органические вещества в фильтрате находятся в виде белков, углеводов, жиров, кислот, спиртов и т.д.

На основании исследования процессов разложения отходов и тщательного анализа информации о типовом составе фильтрационных вод полигонов ТБО можно попытаться спрогнозировать наиболее вероятный состав органических примесей дренажных вод на различных этапах биохимической деструкции ТБО.

Кроме веществ, которые образуются при анаэробном брожении органической составляющей ТБО, содержащиеся в них растворимые вещества переходят в раствор, образуя в ряде случаев новые соединения с новыми свойствами, зачастую более опасные, чем исходные. Чем выше процент содержания органических веществ и чем больше водорастворимых солей в составе ТБО, тем больше загрязняющих веществ будет в фильтрате [12].

В таблице 1.2 приведены возможные органические примеси фильтрационных вод полигонов ТБО в зависимости от фазы эксплуатации полигона.

Гуминовые, стеариновая, капроновая кислоты в присутствии аммиака способны образовывать поверхностно–активные соединения, что негативно сказывается на работе сооружений биологической очистки.

**Таблица 1.2** – Органические примеси фильтрационных вод полигонов ТБО

<i><b>Ацетогенная фаза</b></i>	<i><b>Метаногенная фаза</b></i>
<i>Углеводороды:</i> гексан, гексен, гептан, октан	<i>Ароматические соединения:</i> алкил-бензолы, бензол, ароматические кетоны, фенолы, крезолы, ксилолы, производные бензойной и фталевой кислот, диметилфталат
<i>Спирты:</i> метанол, этанол, бутанол, гексанол, этилгексанол, гептанол, изопропанол, октанол	<i>Кислоты:</i> пальмитиновая, олеиновая
<i>Альдегиды и кетоны:</i> ацетон, гексанол, формальдегид	<i>Терпены и их производные, многоатомные ароматические соединения:</i> терпинеол, сквален, танин, метилнафталин, полифенолы.
<i>Кислоты и сложные эфиры:</i> уксусная, пропионовая, масляная, изомасляная, валериановая, изовалериановая и их эфиры, бензойная, салициловая, сульфосалициловая, капроновая, изокапроновая, энантовая, стеариновая	<i>Азотсодержащие соединения:</i> триэтиламин, аминокислоты, гуминовые и фульвокислоты
<i>Азотсодержащие соединения:</i> изобутиламин, капролактан, метиламин, вторбутиламин, аминокaproновая кислота.	<i>Хлорсодержащие соединения:</i> дихлорметан, дихлорэтан, тетрахлорэтилен, трихлорэтилен, хлорфенолы, четыреххлористый углерод, хлороформ
	<i>Серосодержащие соединения:</i> диметилсульфид, метил-,этил–меркаптаны

## Неорганические соединения

Из неорганических компонентов в фильтрате присутствуют ионы железа, калия, натрия, кальция, магния, бария, хлора, карбонатов, сульфатов.

Показателями содержания неорганических соединений в дренажных водах могут служить прокаленный остаток, электропроводность раствора, солесодержание.

В состав ТБО входят черные и цветные металлы, которые на протяжении всего пребывания на полигоне подвергаются коррозии и участвуют в окислительно–восстановительных процессах, образуя комплексные соединения с продуктами биохимического разложения органической части ТБО, образуя новые труднорастворимые соединения.

При окислении пищевых отходов в аэробных условиях могут образовываться кислоты: лимонная  $(\text{CH}_2 \text{COOH})_2$   $\text{C}(\text{OH}) \text{COOH}$ , янтарная, салициловая  $\text{HOC}_6\text{H}_4 \text{SSOH}$  и другие.

На стадии ацетонегенеза (кислая фаза) может протекать дальнейшая коррозия металлов с водородной деполяризацией, полнота которой может зависеть от окислительно-восстановительного потенциала водорода. На этой стадии ионы металлов могут образовывать устойчивые комплексные соединения с гуминовыми кислотами и их производными, а также осаждаться в виде карбонатов, фосфатов.

На стадии метаногенеза, в щелочной среде в присутствии сульфид ионов может происходить разрушение комплексных соединений и образование труднорастворимых сульфидов, карбонатов или гидроксидов металлов, что сопровождается снижением их концентрации в фильтрационных водах.

Переход ионов металлов в фильтрат как в аэробных, так и анаэробных условиях составляет не более 0,1%, при этом концентрация ионов металлов в дренажных водах может колебаться от 80 мг/л до 20 мкг/л в зависимости от их начального содержания в отходах.

При разложении протеинов, белков, пектинов в аэробных и анаэробных условиях образуются ионы аммония, переходящие в фильтрат. Концентрации



ионов аммония в дренажных водах практически не зависят от стадии биодеструкции и в зависимости от морфологического состава ТБО могут изменяться в пределах от 300 до 3000 мг/л. Повышенное содержание этих ионов может ингибировать биохимические процессы.

Концентрация хлорид –и сульфат-ионов, переходящих в фильтрат, колеблется в пределах от 200–5000мг/л и 1000–200 мг/л соответственно.

В аэробных условиях серосодержащие соединения окисляются до сульфат-иона, переходящего в фильтрат; в анаэробных условиях происходит восстановление сульфат-иона до сульфида.

### **Микробиологические показатели**

Согласно данным, предоставленным коммунальным предприятием «Муниципальная компания по обращению с отходами» г. Харькова, количество опасных отходов в общем составе ТБО достигает 3,2%; сюда можно отнести отходы медицинских учреждений, мясо – и молокоперерабатывающих предприятий, как правило, содержащие болезнетворные микроорганизмы, бактерии, вирусы, которые беспрепятственно переходят в фильтрат и представляют опасность для здоровья людей.

Численность и набор популяций микроорганизмов в фильтрационных водах, как и в предыдущих случаях, меняются в зависимости от этапа жизненного цикла полигона.

Присутствие энтеровирусов обуславливается фекальной составляющей ТБО. Деструкция их наблюдается при температуре 25<sup>0</sup>С. Как известно, деструктивные процессы, протекающие на ранних стадиях разложения ТБО, сопровождается повышением температуры, что катализирует процессы деструкции энтеровирусов, поэтому они редко встречаются в дренажных водах.

Снижение концентраций загрязняющих веществ по мере удаления от полигона происходит в результате разбавления и растекания. Немалую роль играет осаждение на геохимических барьерах, обусловленных наличием глинистых отложений, органических веществ и различными окислительно–восстановительными условиями [12].

### 1.3. Санитарно–гигиеническая оценка сточных вод

Состав сточных вод и их свойства оценивают по результатам санитарно–химического анализа, включающего наряду со стандартными химическими тестами ряд физических, физико–химических и санитарно–бактериологических определений.

Сложность состава сточных вод приводит к необходимости выбора таких показателей, которые характеризовали бы определенные свойства воды без идентификации отдельных веществ.

Полный санитарно–химический анализ предполагает определение следующих показателей: температура, окраска, запах, прозрачность, величина рН, сухой остаток, плотный остаток, содержание взвешенных веществ, окисляемость, химическая потребность в кислороде (ХПК), биохимическая потребность в кислороде (БПК), азот, фосфаты, хлориды, сульфаты, тяжелые металлы и другие токсичные элементы, ПАВ, нефтепродукты, растворенный кислород, микробное число, бактерии группы кишечной палочки (БГКП), яйца гельминтов.

*Температура* — один из важных технологических показателей, особенно для биологических процессов очистки, так как от нее зависят скорости биохимических реакций и растворимость кислорода в воде.

*Окраска* — один из органолептических показателей качества сточных вод. Хозяйственно–фекальные сточные воды обычно слабо окрашены и имеют желтовато–буроватые или серые оттенки. Наличие интенсивной окраски различных оттенков — свидетельство присутствия производственных сточных вод.

*Запах* — органолептический показатель, характеризующий наличие в воде пахнущих летучих веществ.

*Концентрация ионов водорода* выражается величиной рН. Этот показатель чрезвычайно важен для биохимических процессов, скорость которых может существенно снижаться при резком изменении реакции среды. Городские сточные воды обычно имеют слабощелочную реакцию среды ( $\text{pH} = 7,2\text{--}7,8$ ).

*Прозрачность* характеризует общую загрязненность сточной воды нерастворенными и коллоидными примесями, не идентифицируя вид загрязнений.

*Сухой остаток* характеризует общую загрязненность сточных вод органическими и минеральными примесями в различных агрегативных состояниях (в мг/дм<sup>3</sup>).

*Плотный остаток* — это суммарное количество органических и минеральных веществ в профильтрованной пробе сточных вод (мг/ дм<sup>3</sup>). При сравнении прокаленных сухого и плотного остатков городских сточных вод определено, что большая часть органических загрязнений находится в нерастворенном состоянии. При этом минеральные примеси в большей степени находятся в растворенном виде.

*Взвешенные вещества* — показатель, характеризующий количество примесей, которое задерживается на бумажном фильтре при фильтровании пробы. Это один из важнейших технологических показателей качества воды, позволяющий оценить количество осадков, образующихся в процессе очистки сточных вод.

*Оседающие вещества.* Этот показатель характеризует способность взвешенных частиц к оседанию, позволяет оценить максимальный эффект отстаивания и максимально возможный объем осадка, который может быть получен в условиях покоя.

Под *окисляемостью* понимают общее содержание в воде восстановителей органической и неорганической природы. В городских сточных водах подавляющую часть восстановителей составляют органические вещества, поэтому величина окисляемости полностью относится к органическим примесям.

*БПК* — кислородный эквивалент степени загрязненности сточных вод биохимически окисляемыми органическими веществами. БПК характеризует биохимически окисляемую часть органических загрязнений сточной воды, находящихся в первую очередь в растворенном и коллоидном состояниях, а также в виде взвеси.

Концентрации азота и фосфора в сточных водах — важнейшие показатели санитарно-химического анализа, имеющие значение для биологической очистки; при отсутствии азота и фосфора процесс биологической очистки невозможен.

*Азот* находится в сточных водах в виде органических и неорганических соединений. В городских сточных водах основную часть органических азотистых соединений составляют вещества белковой природы.

*Хлориды и сульфаты* — показатели, концентрация которых влияет на общее солесодержание.

*В группу тяжелых металлов* входят: железо, никель, медь, свинец, цинк, кобальт, кадмий, хром, ртуть; к токсичным элементам, не являющимся тяжелыми металлами, относят: мышьяк, сурьму, бор, алюминий и др.

Как правило, источником тяжелых металлов являются производственные сточные воды машиностроительных заводов, предприятий электронной, приборостроительной и других отраслей промышленности.

*Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ)* — органические соединения, состоящие из гидрофобной и гидрофильной частей, обуславливающих растворение этих веществ в маслах и в воде.

*Нефтепродукты* — неполярные и малополярные соединения, экстрагируемые гексаном. Концентрация нефтепродуктов в водоемах строго нормируется.

*Растворенный кислород* в поступающих на очистные сооружения сточных водах отсутствует. В аэробных процессах концентрация кислорода должна быть не менее 2 мг/л.

Санитарно-бактериологические показатели включают определение общего числа аэробных сапрофитов (микробное число), бактерий группы кишечной палочки и анализ на яйца гельминтов.

*Микробное число* оценивает общую обсемененность сточных вод микроорганизмами и косвенно характеризует степень загрязненности воды органическими веществами — источниками питания аэробных сапрофитов.

Сравнительная гигиеническая характеристика бытовых и промышленных сточных вод, необходимая для оценки методов очистки стоков, представлена в табл. 1.3.

В настоящее время при обосновании санитарно-гигиенических ПДК отдельных загрязнений в воде, возвращаемой после очистки для технического использования, основываются на ПДК, принятых для водоемов, вводя научно-обоснованные коррективы в каждом отдельном случае.

**Таблица 1.3 – Сравнительная характеристика бытовых и промышленных сточных вод**

<b>Признак</b>	<b>Сточные воды</b>	
	<b>Бытовые</b>	<b>Промышленные</b>
Происхождение	Результат хозяйственно–бытовой деятельности и физиологических выделений людей	Результат технологических процессов на производстве, сопровождающихся удалением отходов, потерей сырья и реагентов или готовой продукции
Количество	Ограничено пределами водопотребления населения для физиологических и культурно–бытовых нужд	Определяется потребностями технологических процессов и характеризуется значительными колебаниями
Внешний вид	Однообразный	Различный
Режим спуска	Ограниченная степень неравномерности, определяющая бытовыми условиями людей	Различный, так как соответствует технологическому процессу; может быть весьма неравномерным
Взвешенные вещества	Присутствуют постоянно в различных количественных и качественных соотношениях	Крайне разнообразны по количеству и качеству
Характер реакции	Нейтральная или слабощелочная	От резкощелочной до резкокислотной, нередко меняющейся во времени
Химический состав	Однообразный; преобладают органические соединения животного или растительного происхождения	Различный; могут преобладать органические синтетические вещества или минеральные соединения
Токсичность и бактерицидность	Не свойственны	Могут обнаруживаться в различной степени
Проявление типичности состава свойств	Заметно выражена. Колебания концентраций зависит от уровня водопотребления	Выражена лишь для одинаковых производств
Гигиеническое значение	Преимущественно эпидемиологическое, всегда общесанитарное	Преимущественно общесанитарное, иногда эпидемиологическое
Методы обезвреживания	Биологические, на типовых сооружениях с дезинфекцией	Самые разнообразные, часто химико–механические; дезинфекция – как исключение

#### 1.4. Технологические схемы очистки сточных вод

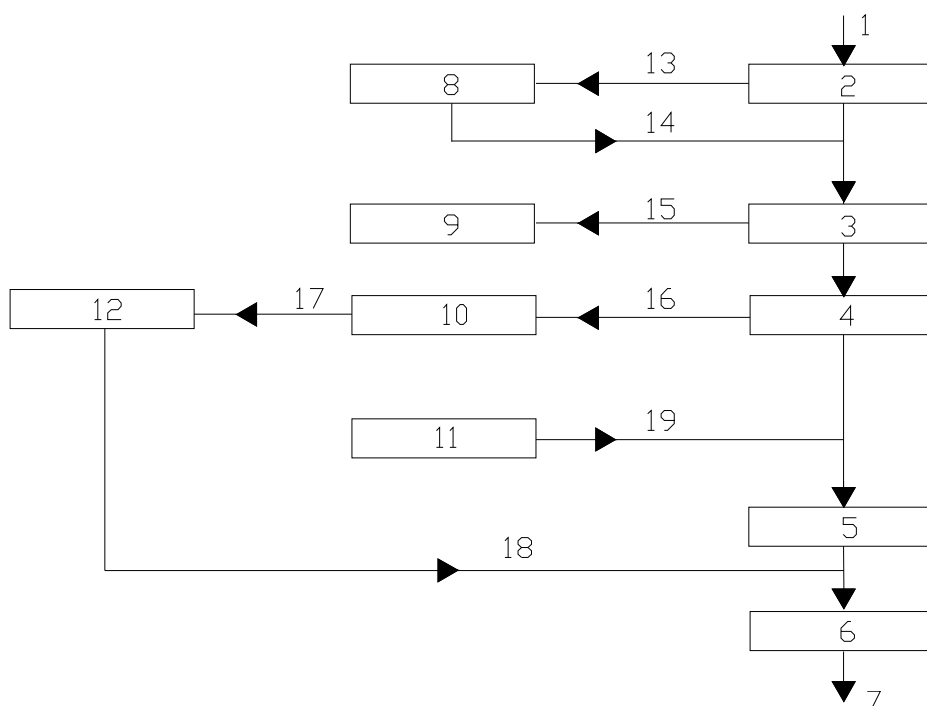
*Выбор методов очистки сточных вод и определение состава сооружений* представляет собой сложную технико–экономическую задачу и зависит от многих факторов: расхода сточных вод и мощности водоема; расчета необходимой степени очистки; рельефа местности; характера грунтов; энергетических затрат и др.

Расчет необходимой степени очистки показывает, какого эффекта задержания загрязняющих веществ необходимо достичь на очистных сооружениях. Возможен вариант, в котором необходимый эффект очистки обеспечивается только сооружениями механической очистки. Такие сооружения могут разрабатываться для поселков городского типа, имеющих водоотводящую систему и расположенных на многоводных реках, при расходе сточных вод не более 10 тыс. м<sup>3</sup>/сут.

Сооружения биологической очистки обеспечивают снижение содержания взвешенных веществ и показатель БПК<sub>5</sub> до 15–20 мг/л. В технологических схемах биологической очистки применяются биофильтры при расходах сточных вод 10–20 тыс. м<sup>3</sup>/сут, аэротенки — при расходах от 50 тыс. до 2 млн м<sup>3</sup>/сут.

Если при расчете необходимой степени очистки сточных вод концентрация взвешенных веществ должна быть снижена на 40—50%, а величина показателя БПК<sub>полн</sub> на 20—30%, то можно ограничиться механической очисткой. Состав сооружений принимается по схеме, приведенной на рис. 1.1. Расход сточных вод при такой схеме составляет не более 10 тыс. м<sup>3</sup>/сут.

Сточная вода, поступающая на очистную станцию, проходит через решетки, песколовки, отстойники и обеззараживается хлором. Отбросы с решеток направляются в дробилку и в виде пульпы сбрасываются в канал перед или за решеткой. Осадок из песколовок перекачивается на песковые площадки. Из отстойников осадок направляется в метантенки с целью окисления органических веществ. Для обезвоживания сброженного осадка используются иловые площадки, дренажная вода с этих площадок перекачивается в канал перед контактными резервуарами. При больших расходах сточных вод — от 50 тыс. м<sup>3</sup>/сут до 2–3 млн м<sup>3</sup>/сут и более — применяется технологическая схема, приведенная на рис. 1.2.



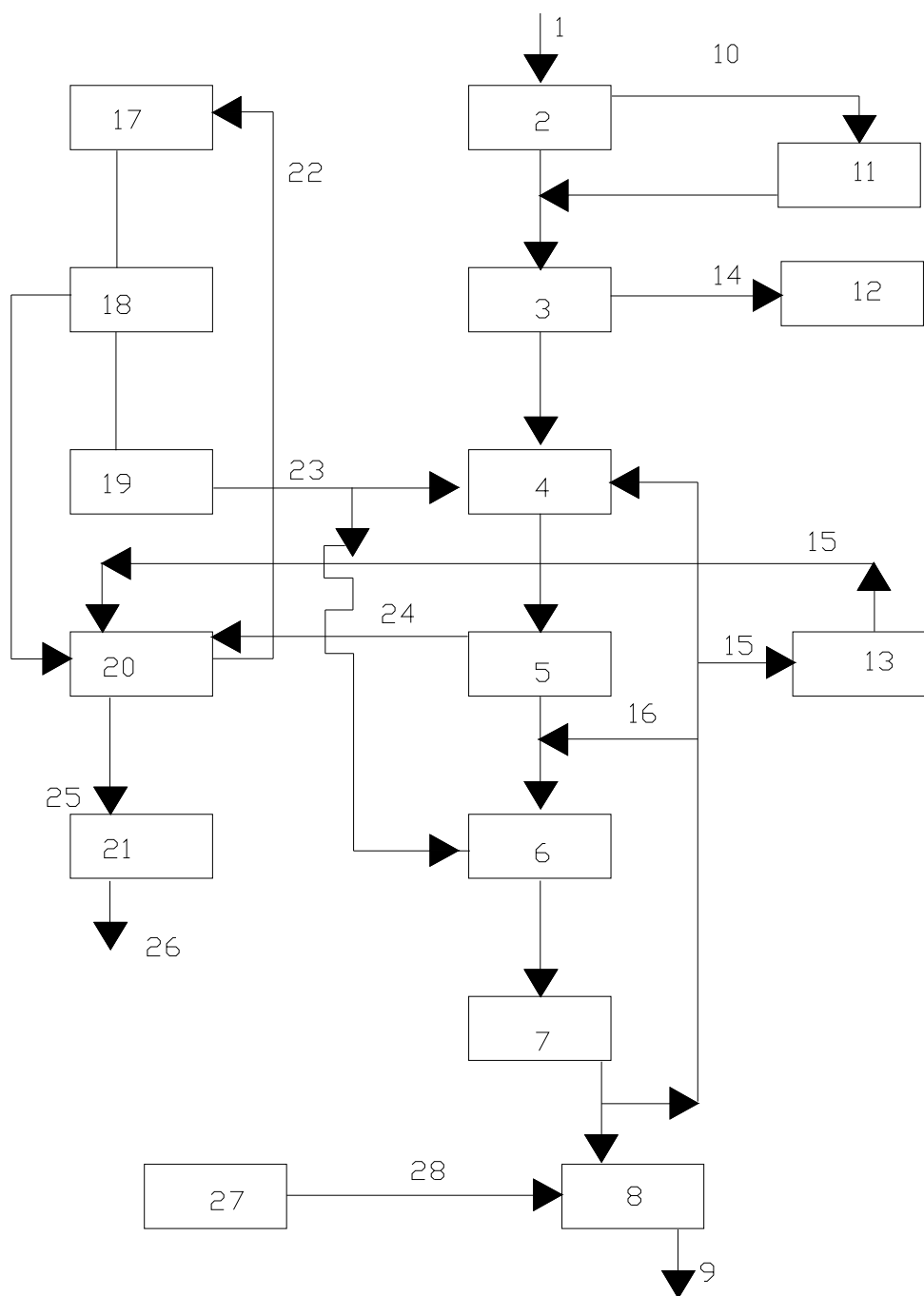
**Рис. 1.1.**– Технологическая схема очистной станции с механической очисткой сточных вод:

1 – сточная вода; 2 – решетки; 3 – песколовки; 4 – отстойники; 5 – смесители; 6 – контактный резервуар; 7 – выпуск; 8 – дробилки; 9 – песковые площадки; 10 – метантенки; 11 – хлораторная; 12 – иловые площадки; 13 – отбросы; 14 – пульпа; 15 – песчаная пульпа; 16 – сырой осадок; 17 – сброженный осадок; 18 – дренажная вода; 19 – хлорная вода

Механическая очистка сточных вод производится на решетках, в песколовках и отстойниках. Сырой осадок из первичных отстойников направляется в метантенки. Биологическая очистка сточных вод по этой схеме осуществляется в аэротенке. Для нормальной жизнедеятельности микроорганизмов активного ила в аэротенк должен поступать воздух, который подается воздуходувками, установленными в машинном здании. Смесь очищенной сточной воды и активного ила из аэротенка направляется во вторичный отстойник, где осаждается активный ил, и основная его масса возвращается в аэротенк. Очищенная сточная вода обеззараживается в контактном резервуаре и сбрасывается в водоем. Сброженный осадок из метантенков направляется для механического обезвоживания на вакуум-фильтры или фильтр-прессы. Обезвоженный осадок может подвергаться термической сушке и использоваться в качестве удобрения. На рис. 1.3 приведена технологическая схема биологической очистки сточных вод на биофильтрах.

Такие схемы используются при расходе сточных вод порядка 10–20 тыс. м<sup>3</sup>/сут. После сооружений механической очистки вода поступает на биофильтр и затем во вторичные отстойники, в которых улавливается биопленка, выносимая

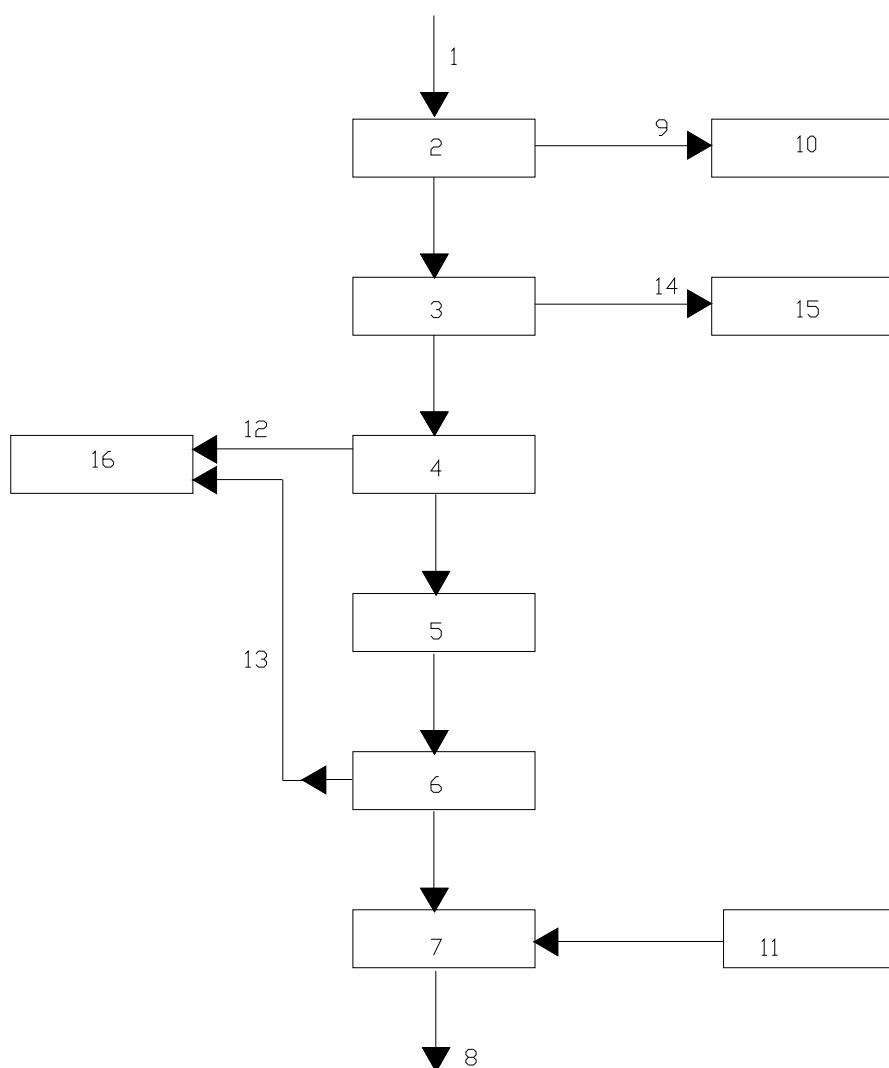
водой из биофильтров, далее вода направляется в контактный резервуар, обеззараживается и сбрасывается в водоем.



**Рис. 1.2** – Технологическая схема очистной станции с биологической очисткой сточных вод в аэротенках:

1 – сточная вода; 2 – решетки; 3 – песколовки; 4 – преаэраторы; 5 – первичные отстойники; 6 – аэротенки; 7 – вторичные отстойники; 8 – контактный резервуар; 9 – выпуск; 10 – отбросы; 11 – дробилки; 12 – песковые площадки; 13 – илоуплотнители; 14 – песок; 15 – избыточный активный ил; 16 – циркуляционный активный ил; 17 – газгольдеры; 18 – котельная; 19 – машинное здание; 20 – метантенки; 21 – цех механического обезвоживания сброженного осадка; 22 – газ; 23 – сжатый воздух; 24 – сырой осадок; 25 – сброженный осадок; 26 – на удобрение; 27 – хлораторная установка; 28 – хлорная вода





**Рис. 1.3** – Технологическая схема очистной станции с биологической очисткой сточных вод на биофильтрах:

1 – сточная вода; 2 – решетки; 3 – песколовки; 4 – первичный отстойник; 5 – биофильтр; 6 – вторичный отстойник; 7 – контактный резервуар; 8 – выпуск; 9 – отбросы; 10 – дробилки; 11 – хлораторная установка; 12 – осадок из первичных отстойников; 13 – биопленка из вторичных отстойников; 14 – песок; 15 – бункер песка; 16 – иловые площадки

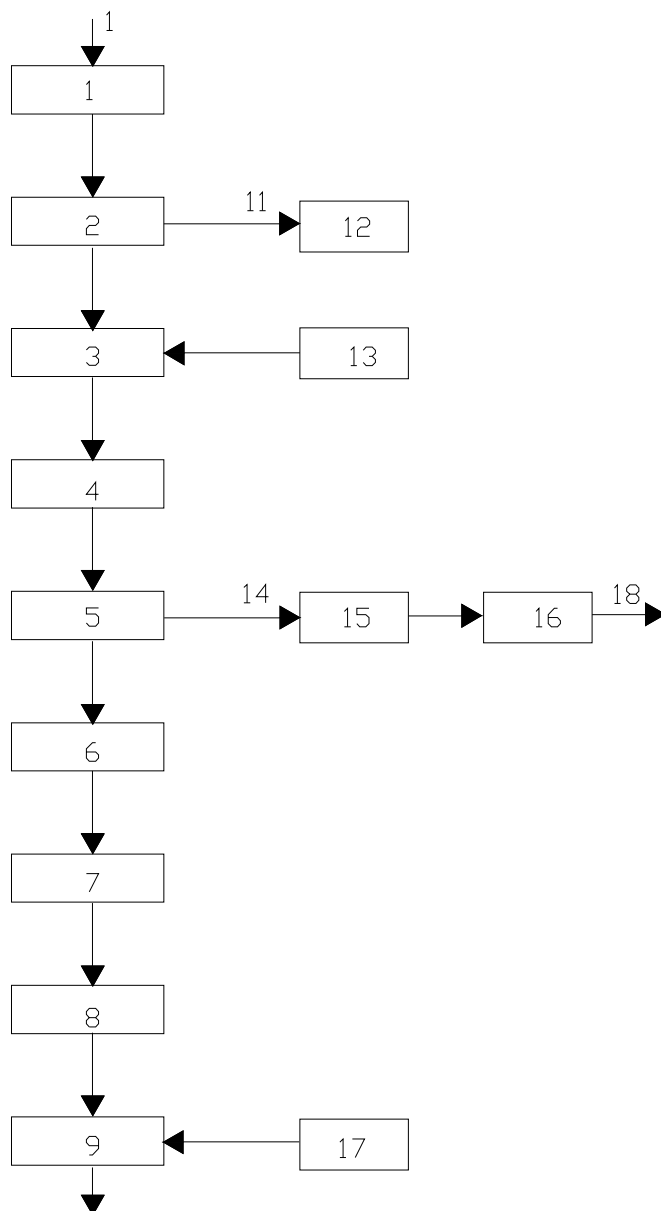
Физико–химическая очистка городских сточных вод применяется для расходов 10–20 тыс. м<sup>3</sup>/сут. На рис. 1.4 приведена технологическая схема физико–химической очистки сточных вод.

Вода, прошедшая решетки и песколовки, направляется в смеситель, куда подаются растворы реагентов – минеральных коагулянтов и органических флокулянтов. После камер хлопьеобразования осадки отделяются от очищенной воды в горизонтальных отстойниках. Для глубокой очистки от взвешенных веществ используются барабанные сетки и двухслойные фильтры или фильтры с восходящим потоком воды.

После обеззараживания хлором вода сбрасывается в водоем. Осадок из

отстойников уплотняется и обезвоживается на центрифугах. Приведенные технологические схемы широко распространены как в отечественной, так и зарубежной практике.

Технологические схемы очистки производственных сточных вод могут применяться с использованием разнообразных методов очистки, включая физико-химические методы, биологический метод и т.д. Это зависит от специфики загрязняющих веществ, их концентрации и ПДК сброса в городскую канализацию [16].



**Рис. 1.4** – Технологическая схема очистной станции с физико-химической очисткой сточных вод:

1 – сточная вода; 2 – решетки; 3 – песколовки; 4 – смеситель; 5 – камера хлопьеобразования; 6 – горизонтальные отстойники; 7 – барабанные сетки; 8 – фильтры; 9 – контактный резервуар; 10 – выпуск в водоем; 11 – песок; 12 – бункер песка; 13 – приготовление и дозирование реагентов; 14 – осадок; 15 – осадкоуплотнители; 16 – центрифуги; 17 – хлораторная; 18 – шлам; 19 – отстоянная вода

## **Выводы**

1. Анализ существующих систем водоотведения показывает, что выбор конкретной системы водоотведения зависит от степени благоустройства населенных мест, местоположения производственных предприятий по отношению к селитебной зоне, расхода сточных вод, их загрязненности, климатических условий, вида и мощности водных объектов, в которые сбрасываются сточные воды.
2. Комбинированная система водоотведения приемлема для больших городов, имеющих районы с различной степенью благоустройства. Наиболее распространенной системой водоотведения для крупных городов (г. Киев, г. Харьков и др.) является полная раздельная система водоотведения.
3. При выборе оптимальной схемы водоотведения обычно рассматривают несколько равноценных в технологическом и санитарном отношении вариантов трассировки.
4. Химический состав фильтрата полигонов твердых бытовых отходов зависит от механизмов, скорости и полноты протекания химической и биохимической деструкции каждой фракции отходов и этапа жизненного цикла полигона.
5. Качественный состав сточных вод и их свойства непосредственно влияют на выбор технологии очистки воды и, следовательно, на экологическую ситуацию в данном районе.
6. Выбор методов очистки сточных вод и определение состава сооружений представляет собой сложную технико–экономическую задачу и зависит от расхода сточных вод и мощности водоема; расчета необходимой степени очистки; рельефа местности; характера грунтов; энергетических затрат.
7. Технологические схемы очистки производственных сточных вод могут применяться с использованием разнообразных методов очистки, включая физико–химические методы, биологический метод и т.д. Это зависит от специфики загрязняющих веществ, их концентрации и ПДК сброса в городскую канализацию.

## **2. СПЕЦИАЛЬНЫЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД, ИХ АНАЛИЗ**

### **2.1. Существующие методы повышения эффективности очистки сточных вод от биогенных элементов**

Для очистки сточных вод от биогенных элементов используются: физико-химические методы, биологические методы, а также комбинированные методы, характеристика которых приведена ниже [2, 18, 20, 22, 27, 90].

#### **2.1.1. Физико-химические методы удаления фосфора из сточной жидкости**

К физико-химическим методам удаления фосфора относятся: адсорбционный, гальванокоагуляция, метод кристаллизации, в магнитном поле и реагентный. Наиболее доступным и легко осуществимым для очистки больших объемов сточных вод на действующих очистных сооружениях является последний, предусматривающий использование реагентов на различных стадиях очистки.

При адсорбционном методе очистки фосфор поглощается поверхностью адсорбента. Сорбент может быть приготовлен из гранулированной окиси алюминия, активированной окисью алюминия и сульфата алюминия, гидратированным диоксидом титана, активированными оксидами 3-ей и 4-ой групп металлов периодической системы элементов, нанесенными на волокнистый материал. Обнаружена высокая адсорбционная способность доломита по отношению к примесям фосфора.

При гальванокоагуляции соединения фосфора удаляются из сточных вод при использовании алюминиевых и железных электродов.

Метод кристаллизации основан на выращивании кристаллов фосфатов в сточных водах на центрах кристаллизации с последующим их удалением из системы. Кристаллизация осуществляется на фильтрах или во взвешенном слое. В качестве затравочного материала предлагается использовать минералы, содержащие фосфат кальция, костяной уголь, шлак доменных печей и др.

При удалении соединений фосфора в магнитном поле фосфаты связывают реагентом в нерастворимые соединения, после чего вводят магнитный материал и воздействуют магнитным полем, в результате чего выделяется фосфатосодержащий осадок.

При использовании химических методов обработки сточных вод ионы реагента взаимодействуют с растворимыми солями ортофосфорной кислоты, вследствие чего происходит образование мелкодисперсного коллоидного осадка фосфата. В то же время химический реагент реагирует с щелочами, со-

держащимися в воде, образуя осадок из крупных хлопьев. Этот осадок вызывает коагуляцию мелкодисперсного коллоидного осадка фосфата и взвешенных веществ, а также адсорбирует некоторую часть органических соединений, содержащих фосфор; далее этот осадок выводится из системы.

Основные технологические схемы с использованием реагентов представлены на рис. 2.1 [64, 80, 86, 119].

Технологическая схема физико-химической очистки сточных вод перед биологической очисткой (реагент вводится перед первичным отстойником) изображена на рис. 2.1а. Благодаря физико-химической очистке снижается нагрузка на аэрационные сооружения, за счет коагуляции и сорбции удаляются тяжелые металлы, нефтепродукты, повышается эффективность нитрификации. Но при использовании данной технологии образуется большое количество осадка, затрудняется процесс денитрификации из-за недостаточного содержания углерода, а также очень трудно дозировать реагент из-за отсутствия измерительных приборов при измерении содержания фосфора.

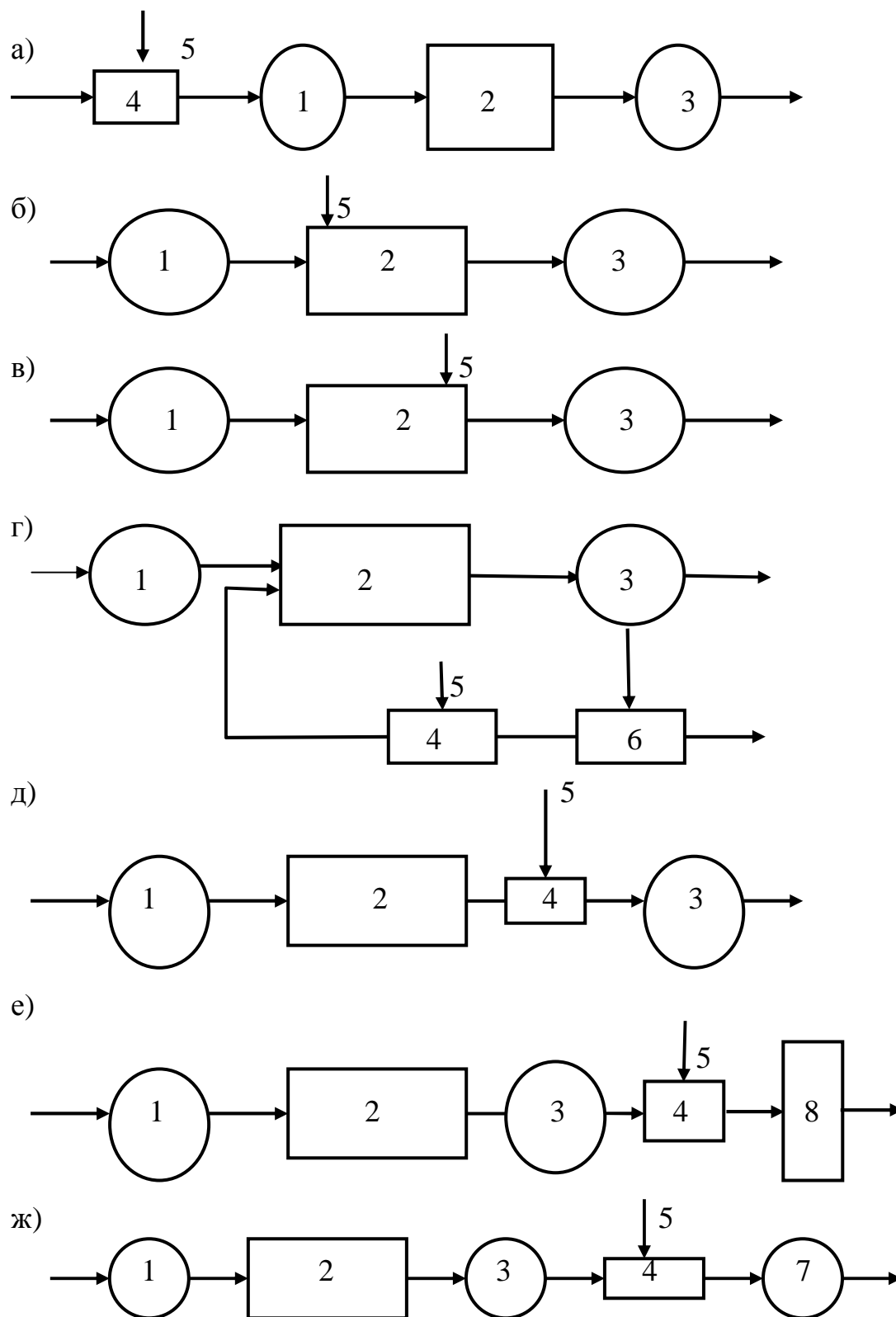
Другая технология применения реагентов – симультанное осаждение (рис. 2.1б, в, г). Благодаря циркуляции с активным илом повышается степень использования реагента. Качество очищенной воды по общему фосфору зависит от содержания взвешенных веществ. По данной схеме фосфор удаляется также за счет микробиальной ассимиляции.

При использовании реагента перед вторичными отстойниками (рис. 2.1д) его требуется примерно на 30 % меньше, чем при введении в аэротенк. Использование данной схемы позволяет удалять фосфор до 80 - 85 %. Однако при введении реагента перед вторичными отстойниками наблюдается повышенное содержание ионов железа, превышающее допустимые концентрации для сброса в водоемы.

Технологическая схема с использованием реагентов непосредственно перед фильтром с повышенной грязеемкостью изображена на рис. 2.1е. В этом случае реагент может дозироваться непосредственно в трубопровод, подающий воду на фильтр. Такая схема позволяет обеспечить высокое качество очищаемого стока, меньшее количество реагента, но данная схема требует значительных затрат на устройство узла фильтрования и приготовление регенерационных растворов.

На рис. 2.1ж приведена технологическая схема с применением извести в сочетании с флокулянтами для интенсификации процесса осаждения. В этом случае обеспечивается достаточно высокий эффект очистки по фосфору, требуемое коли-

чество реагента - меньше по сравнению с предыдущими схемами. К недостаткам данной схемы относится необходимость устройства отдельной стадии обработки.



**Рис. 2.1** – Технологические схемы применения реагентов:

1 – первичный отстойник; 2 – аэротенк; 3 – вторичный отстойник; 4 – смеситель;  
5 – реагенты; 6 – насосная станция; 7 – отстойник физико-химической очистки; 8 – фильтр

Несмотря на высокий эффект очистки и возможность применения в качестве реагентов отходов производства, применение реагентных методов усложняет технологию очистки сточных вод и увеличивает ее себестоимость.

Удаление фосфора химическими и физико–химическими способами в настоящее время ограничено. Эти методы имеют ряд недостатков: высокая стоимость реагентов, необходимых для применения этих методов; вторичные загрязнения, образующиеся после применения коагулянта.

Биологические методы удаления биогенных элементов из сточных вод по сравнению с физико–химическими методами являются экологически чистыми и более дешевыми, так как исключают применение реагентов.

### **2.1.2. Биологические методы удаления фосфора из сточной жидкости**

Основное внимание в настоящее время уделяется процессам, которые способны одновременно удалять из сточных вод и фосфор, и азот. С учетом экологических факторов таким методом является биологический метод удаления азота и фосфора. Суть биологического метода удаления азота и фосфора состоит в том, что на стадии биологической очистки сточная жидкость проходит последовательно три зоны: анаэробную, бескислородную и аэробную [1, 11, 23, 26].

Принцип биоудаления фосфора основан на жизнедеятельности микроорганизмов *Acinebacter*, которые способны аккумулировать больше фосфора, чем нужно на прирост, так называемое «жадное поглощение». *Acinebacter* обычно содержится в активном иле, но не в значительных количествах из-за низкой скорости прироста. Чтобы этот микроорганизм начал играть свою полезную роль, следует обеспечить его соответствующим субстратом - низкомолекулярными летучими жирными кислотами (ЛЖК), предпочтительно уксусной, - и создать условия, при которых он способен использовать ЛЖК эффективнее других микроорганизмов, находящихся в биоценозе.

Микроорганизмы *Acinebacter* способны потреблять ЛЖК в анаэробных условиях, используя для этого энергию полифосфатных связей. В анаэробной зоне полифосфаты распадаются, высвобождая энергию из полифосфатных связей аналогичных АТФ. Эта энергия используется для потребления кислот и накопления запасного материала.

В следующей аэробной зоне запасенный материал окисляется с образованием новых клеток. При этом в аэробных условиях фосфаты удаляются из сточной воды при переходе неорганических фосфатов в энергетические полифосфаты, которые накапливаются в клетках бактерий.

Цикл повторяется до тех пор, пока после аэробной зоны аккумулярованные фосфаты не будут выведены с избыточной биомассой. Чем больше ЛЖК было в анаэробной зоне, тем больше высвобождение фосфора, больше прирост *Acinebacter* и, следовательно, больше удаляется фосфатов.

На эффективность биоудаления фосфора влияют следующие факторы: качество сточной воды, степень гидролиза органики, температура, содержание кислорода.

Для оптимального потребления фосфора в аэробной зоне должно быть достаточно кислорода, что проверяется полнотой нитрификации. Нитраты ингибируют удаление фосфора, оказываясь в анаэробной зоне, так как при проходящей в этой зоне денитрификации потребляется ЛЖК для перевода нитратов в свободный азот, окиси азота. Фосфаты в анаэробной зоне начинают выделяться только после удаления нитратов, следовательно, если концентрация ЛЖК была достаточно высока, то денитрификация и высвобождение фосфора могут идти в одном и том же сооружении [34, 35].

При реконструкции аэротенков такая система ступенчатой денитрификации позволяет использовать уже построенные резервуары, производить работы на одном аэротенке без отключения всех сооружений. Эта система особенно привлекательна для реконструкции коридорных аэротенков, которые имеются на большинстве станций очистки сточных вод на территории бывшего Советского Союза.

Степень удаления азота и фосфора при такой схеме зависит от стабильности режима перемешивания. Перемешивание активного ила и сточной воды осуществляется механическими мешалками или воздухом. Пневматическое перемешивание приводит к растворению кислорода и снижению эффективности денитрификации и отбора бактерий, аккумулярующих фосфор. При механическом перемешивании в соответствующие зоны вместе с водой и активным илом



поступает кислород, тем не менее, процессы биологического удаления азота и фосфора протекают успешно.

Но проведенные исследования [117, 121, 123] показали, что существенным недостатком данного метода являются большие количества сооружений (или их большой объем) и недостаточное удаление соединений фосфора.

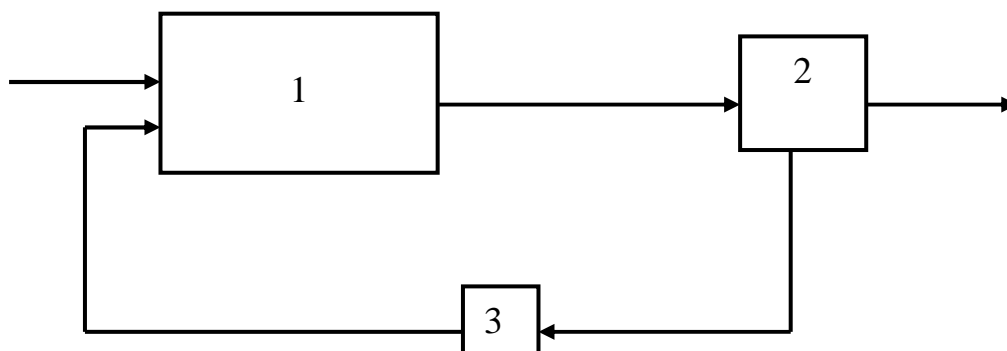
Перспективной является схема ацидофикации осадка из биокоагулятора, в который подается избыточный активный ил и где происходит интенсивная сорбция илом органических загрязнений.

Биокоагулятором может быть песколовка с продолжительностью пребывания сточной воды 5 - 6 минут.

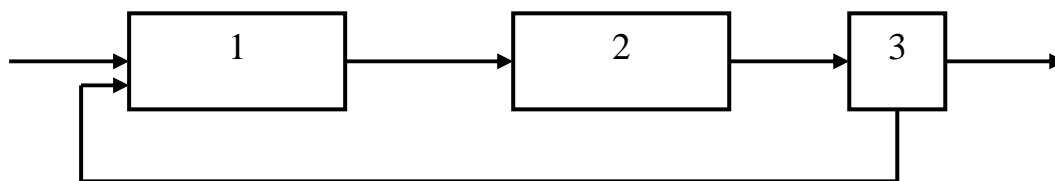
К настоящему времени в зарубежной практике разработан целый ряд технологий биологической очистки от фосфора: технология «Phostrip», А/О (Anaerobic-Oxic), EASC (Extended Anaerobic Sludge Contact process), технология MUCT [17, 21, 22, 114].

Одним из основных методов биологического изъятия фосфора является метод с анаэробной обработкой возвратного рециркулирующего активного ила (рис. 2.2), применение такой технологии позволяет извлекать фосфаты с эффективностью примерно 90 %. В данной системе удаление фосфора происходит с избыточным илом и иловой водой, образующейся в сооружении для анаэробной обработки ила [110].

В технологии А/О (рис. 2.3) эффект изъятия соединений фосфора достигает 70 %. При использовании такой схемы поочередной аэробной и анаэробной обработке подвергается смесь сточной жидкости и активного ила, а фосфор из системы выводится с избыточным илом.

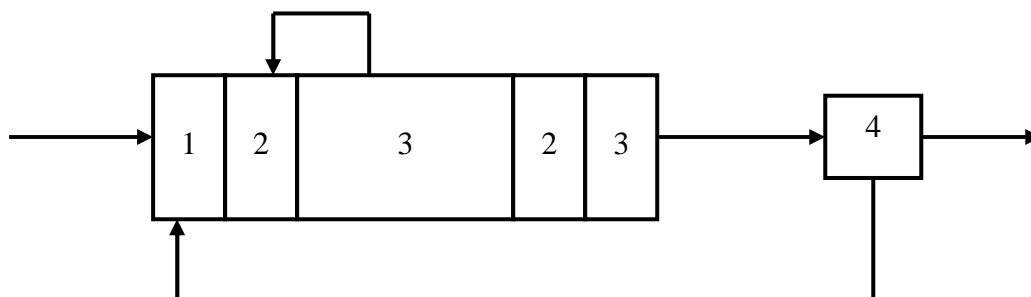


**Рис. 2.2** – Метод биологического изъятия фосфора:  
1 – аэротенк; 2 – отстойник; 3 – сооружения для анаэробной обработки



**Рис. 2.3** – Метод биологического изъятия фосфора A/O (Anaerobic–Oxic):  
1 – анаэробная зона; 2 – аэробная зона; 3 – вторичный отстойник

В технологии Pherodox (рис.2.4) активный ил из вторичного отстойника направляется в анаэробную зону, а иловая смесь из аэробной зоны, так как и в предыдущей схеме, возвращается в первую аноксидную.



**Рис. 2.4** – Метод биологического изъятия фосфора Pherodox:

1 – анаэробная зона; 2 – аноксидная зона; 3 – аэробная зона; 4 – вторичный отстойник

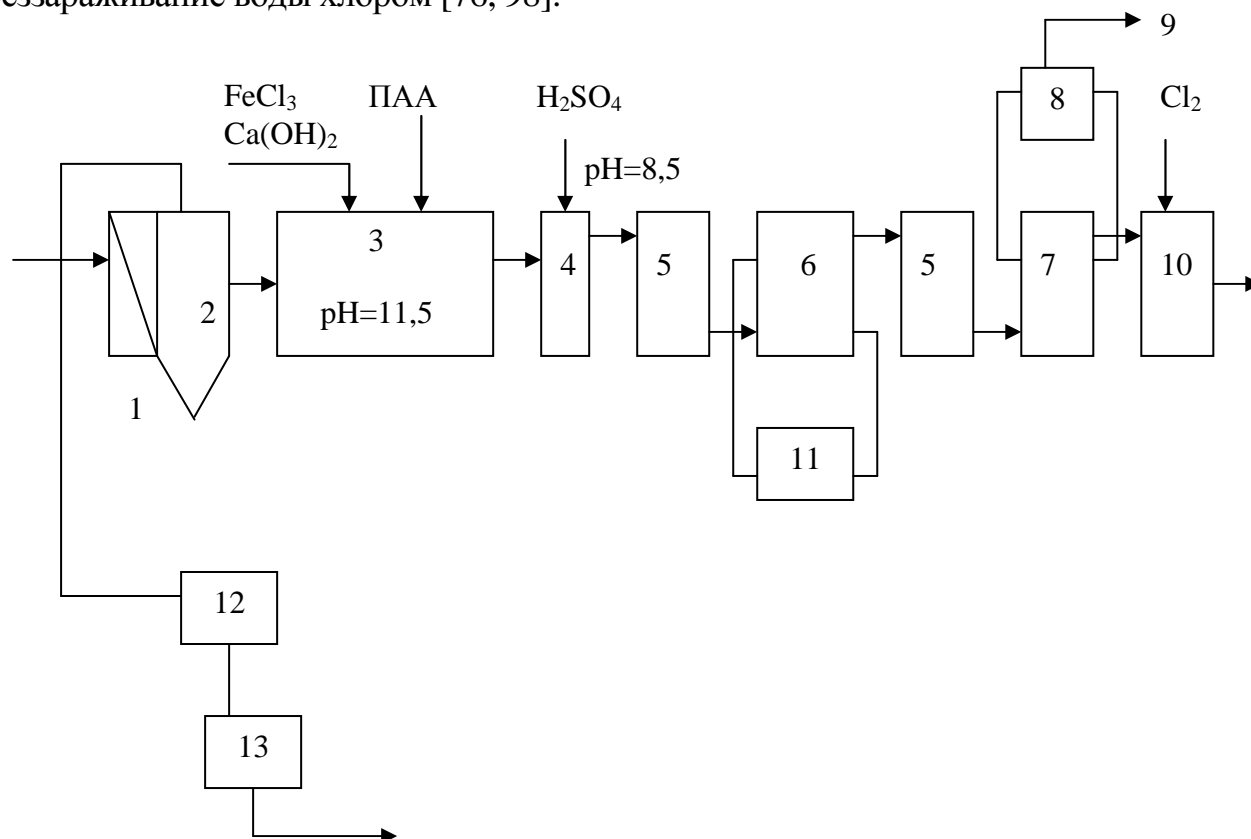
Сегодня на практике применяются различные схемы, сочетающие в себе биологический процесс и химическое осаждение. Такое совмещение процессов позволяет добиться более высокого качества очищаемой воды, чем при применении одного из них [12, 58, 70, 121, 122].

### 2.1.3. Комбинированные методы удаления фосфора из сточной жидкости

В 1973 г. в США в г. Роузмаунт (штат Миннесота) была пущена в эксплуатацию первая в мире станция физико-химической очистки городских сточных вод (рис. 2.5). Пропускная способность станции - 4500 м<sup>3</sup>/сутки [92].

На станции предусмотрены очистка сточных вод от плавающих загрязнений и песка, усреднение сточных вод, обработка их известью, хлорным железом и анионным флокулянтom при pH = 11,5, отделение от воды основной массы скоагулированных загрязнений в осветлителях при корректировке pH до 9 - 8,5 путем добавления серной кислоты, отделение неосевших в осветлителях загрязнений при фильтровании через антрацитопесчаные фильтры, изъятие растворенных органических загрязнений при фильтровании воды через слой

активированного угля, отделение остаточных взвешенных веществ путем фильтрования через антрацитопесчаные фильтры, удаление соединений азота в процессе фильтрования сточной воды через ионообменный материал – криноптилолит, обеззараживание воды хлором [76, 98].



**Рис. 2.5** – Технологическая схема физико-химической очистки сточных вод г. Роузмаунт (США)

1 – решетка; 2 – песколовка; 3 – комбинированный отстойник–осветлитель; 4 – регулировка pH; 5 – двухслойный фильтр; 6 – фильтр с активным углем; 7 – фильтр, загруженный криноптилолитом; 8 – блок регенерации криноптилолита; 9 – 1%-ная аммиачная вода; 10 – контактный резервуар; 11 – блок регенерации активного угля; 12 – уплотнитель осадка; 13 – цех обезвоживания осадка

Аммонийный азот по данной схеме удаляется ионообменным способом путем фильтрования сточной воды через криноптилолит. Полученная после регенерации аммиачная вода (1%-ный раствор) может использоваться в качестве удобрения.

Ионообменная ступень очистки впервые апробирована в 1975 г. При этом было установлено, что она обеспечивает снижение аммонийного азота всего на 60%.

Эффективность работы данной схемы по общему фосфору составила 85 - 93 %, по аммонийному азоту – 94 - 97 % (согласно строительному контракту).

Комбинированный способ очистки бытовых сточных вод, разработанный в НИИ КВОВ АКХ применительно к сооружениям небольшой пропускной способности, включает две стадии обработки стоков [113]:

- 1 – коагуляция взвешенных и коллоидных загрязнений путем введения в сточную воду реагентов (минеральных коагулянтов и ПАА), хлопьеобразование, осветление;
- 2 – изъятие растворенных органических загрязнений в результате биохимического окисления их при фильтровании осветленной сточной воды через пористую загрузку.

В качестве пористой загрузки могут быть использованы керамзит, шлаки и другие пористые материалы.

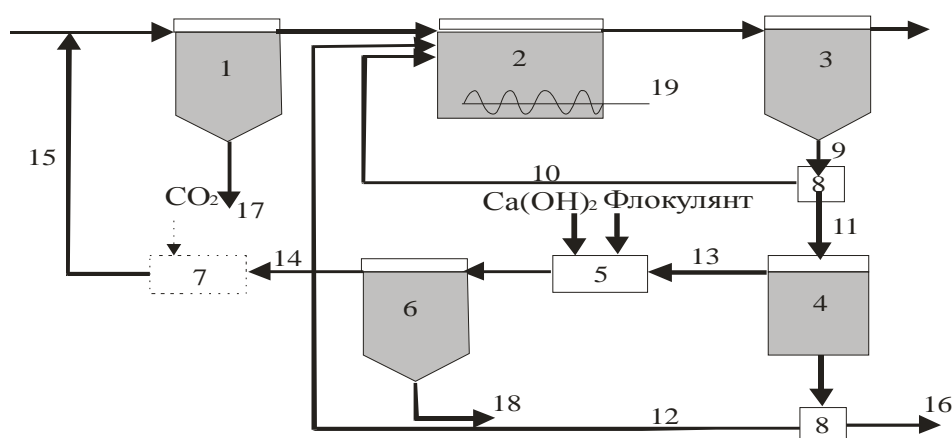
Поступающая на фильтр вода насыщается кислородом, необходимым для нормальной жизнедеятельности аэробных бактерий, при ее разбрызгивании над поверхностью фильтра, при аэрации надзагрузочного пространства посредством подачи сжатого воздуха через перфорированные трубы либо при подаче воздуха в загрузку (фильтры «Оксипор»).

Обратная промывка фильтра осуществляется 1 раз в сутки. Промывные воды направляются в голову сооружений. Благодаря возврату промывных вод в начало технологической цепи происходит предварительное обогащение очищаемой воды бактериями. Эффективность очистки сточных вод по биогенным элементам составила: по общему азоту - 22,5%, по фосфатам - 98%.

Комбинированный метод (рис. 2.6) [6, 9, 57] основан на способности микроорганизмов активного ила в анаэробных условиях выделять в окружающую среду фосфор. По этой схеме сточная жидкость проходит полную биологическую очистку, а большая часть иловой смеси, обогащенная фосфат-ионами, направляется в сооружение (чаще всего илоуплотнитель), где находится в анаэробных условиях в течение 10 - 30 часов. Для интенсификации процессов илоразделения в илоуплотнителе предусматриваются перемешивающие устройства. При сгущении циркулирующего активного ила в анаэробных условиях иловая вода обогащается фосфат-ионами, а активный ил теряет фосфор.

Уплотненный активный ил возвращается в аэротенк, где он в присутствии питательного субстрата, поступающего со сточной жидкостью, и растворенного кислорода начинает «жадно» поглощать фосфор. Иловая вода из илоуплотнителя, обогащенная фосфатами, направляется в отстойники физико–химической очистки и обрабатывается известью с целью осаждения кристаллов солей ортофосфорной кислоты. Взаимодействуя с  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , ортофосфат образует труднорастворимые соединения, причем, помимо  $\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$ , образуется также двуосновная соль ортофосфат магния–аммония ( $\text{MgNH}_4(\text{PO}_4) \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ). При этом, если учесть более высокую активность магния, то образование ( $\text{MgNH}_4(\text{PO}_4) \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) будет происходить в первую очередь [53, 87].

Расход извести зависит от значений pH иловой воды, поступающей из илоуплотнителей на физико-химическую обработку, и требуемого эффекта удаления фосфора из сточной жидкости. Для повышения эффективности задержания зародышей кристаллов гидроксилapatита и ортофосфатов магния–аммония в смеситель вводится флокулянт.



**Рис. 2.6 - Комбинированный метод удаления биогенных элементов**

1 – первичный отстойник; 2 – аэротенк; 3 – вторичный отстойник; 4 – сооружение для высвобождения фосфора (илоуплотнитель); 5 – камера реакции и смешения; 6 – отстойник физико-химической очистки; 7 – карбонизатор; 8 – насосная станция; 9 – циркулирующий и избыточный активный ил; 10 – циркулирующий активный ил; 11 – неуплотненный циркулирующий и избыточный активный ил; 12 – уплотненный активный ил, обедненный фосфором; 13 – иловая вода, обогащенная фосфором; 14 – иловая вода, освобожденная от фосфора; 15 – иловая вода на повторную очистку; 16 – уплотненный избыточный активный ил; 17 – осадок из первичного отстойника; 18 – осадок, содержащий  $\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$  и  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ; 19 – воздух

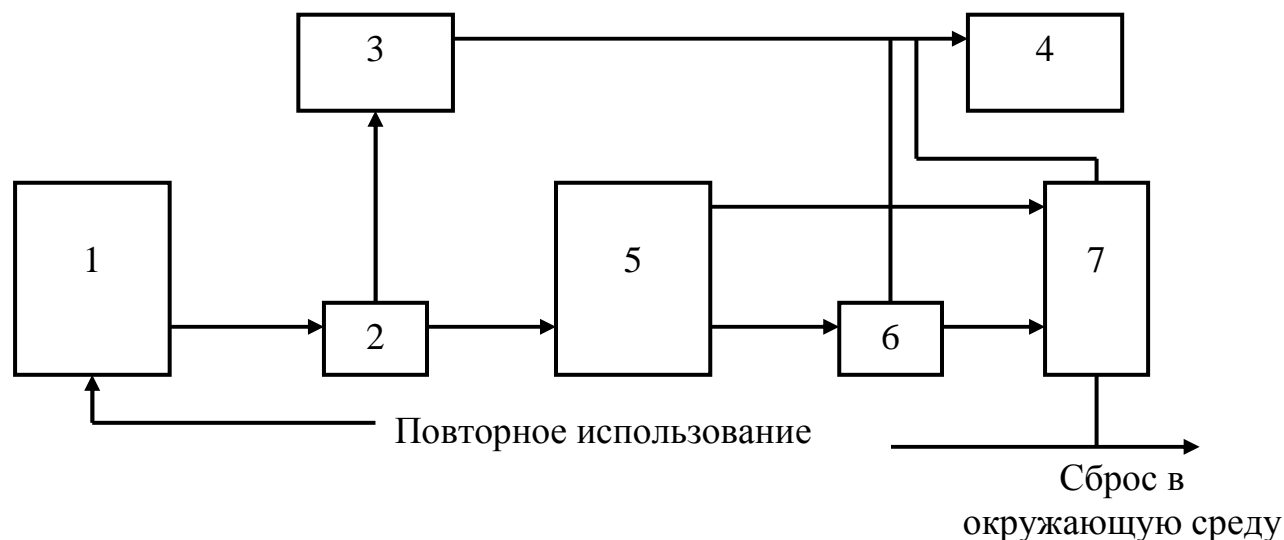
Так как иловая вода после отстойников физико-химической очистки имеет высокое значение рН, то перед сбросом на повторную очистку ее следует

пропускать через карбонизатор, продуваемый углекислым газом (обычно - очищенными топочными газами). Использование углекислого газа является дешевым, доступным и легко реализуемым методом. В карбонизаторе pH снижается до значений, которые обеспечивают поддержание величины pH после смешения иловой воды с исходной сточной жидкостью в пределах 6,5-8,5. Такая технология позволяет удалить фосфор примерно на 90 % [55-57].

Достоинства комбинированного метода:

- высокий эффект очистки,
- возможность применения на действующих (с дополнительным строительством отдельных узлов) и вновь строящихся станциях любой производительности,
- количество реагентов по сравнению с физико-химическим методом значительно меньше, так как расход иловой воды сокращается в 3-4 раза,
- в результате очистки сточной воды образуется кальций-фосфоросодержащий осадок, который может быть использован в качестве удобрения.

Для очистки сточных вод, которые сильно загрязнены растворенной органикой, в том числе и биогенными элементами, разработана интегрированная схема обработки сточных вод, включающая как физико-химические, так и биологические методы (рис. 2.7) [10, 70].



**Рис. 2.7** – Интегрированная схема обработки сточных вод:

1 – производитель сточных вод; 2 – удаление твердой фракции; 3 - утилизация твердой фракции; 4 – реализация утилизированных отходов; 5 – анаэробное удаление основной части ХПК; 6 – физико-химическое удаление фосфора и азота (блок кристаллизации); 7 – биологическое удаление остаточного БПК и азота (аэробно–аноксический реактор)

Первая стадия включает в себя анаэробный реактор с восходящим потоком сточных вод через слой гранулированной (флоккулированной) биомассы. На этой

стадии удаляется значительная часть ХПК (до 60-70 %) при времени пребывания жидкости в реакторе около 1 суток и происходит минерализация общего азота и общего фосфора в их растворимые формы –  $\text{NH}_4^+$  и  $\text{PO}_4^{3-}$ .

На второй стадии прошедший анаэробную биологическую очистку сток подвергается отдувке для удаления из него растворенного углекислого газа и повышения таким образом значений pH до 8,5 – 9,0, что создает благоприятную среду для выпадения в этих условиях кристаллов струвита ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4$ ) и гидроксиапатита ( $\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$ ). При этом в реактор, где происходит осаждение, добавляется песок, служащий в качестве центров кристаллизации для образования этих минералов. Применение такого блока для удаления фосфатов при времени пребывания в нем 2-4 часа позволяет удалить до 90 % растворимого фосфора и до 30 % аммонийного азота. Кроме того, удаление фосфатных минералов, которые представляют собой ценные удобрения или сырье, перед аэробной стадией снижает возможность зарастания трубопроводов, аэрационного и насосного оборудования.

Завершающей стадией очистки стоков является применение для обработанных ранее сточных вод биологического аэробно-аноксического реактора, осуществляющего нитри-денитрификацию. Эти процессы происходят в одном и том же реакторе, в котором на аэробной стадии осуществляется процесс нитрификации аммонийного азота, затем подача воздуха в реактор отключается и в аноксическом режиме образовавшийся нитрат преобразовывается в молекулярный азот с одновременным удалением остаточного БПК. Таким образом, в аэробно-аноксическом реакторе при времени пребывания анаэробно обработанной сточной воды 1 сутки эффективность удаления ХПК, азота и фосфора составляет 60-70 %, 40-50 % и 50-65 % соответственно.

Преимущества предлагаемой технологии по сравнению с традиционной схемой нитри-денитрификации заключаются в следующем:

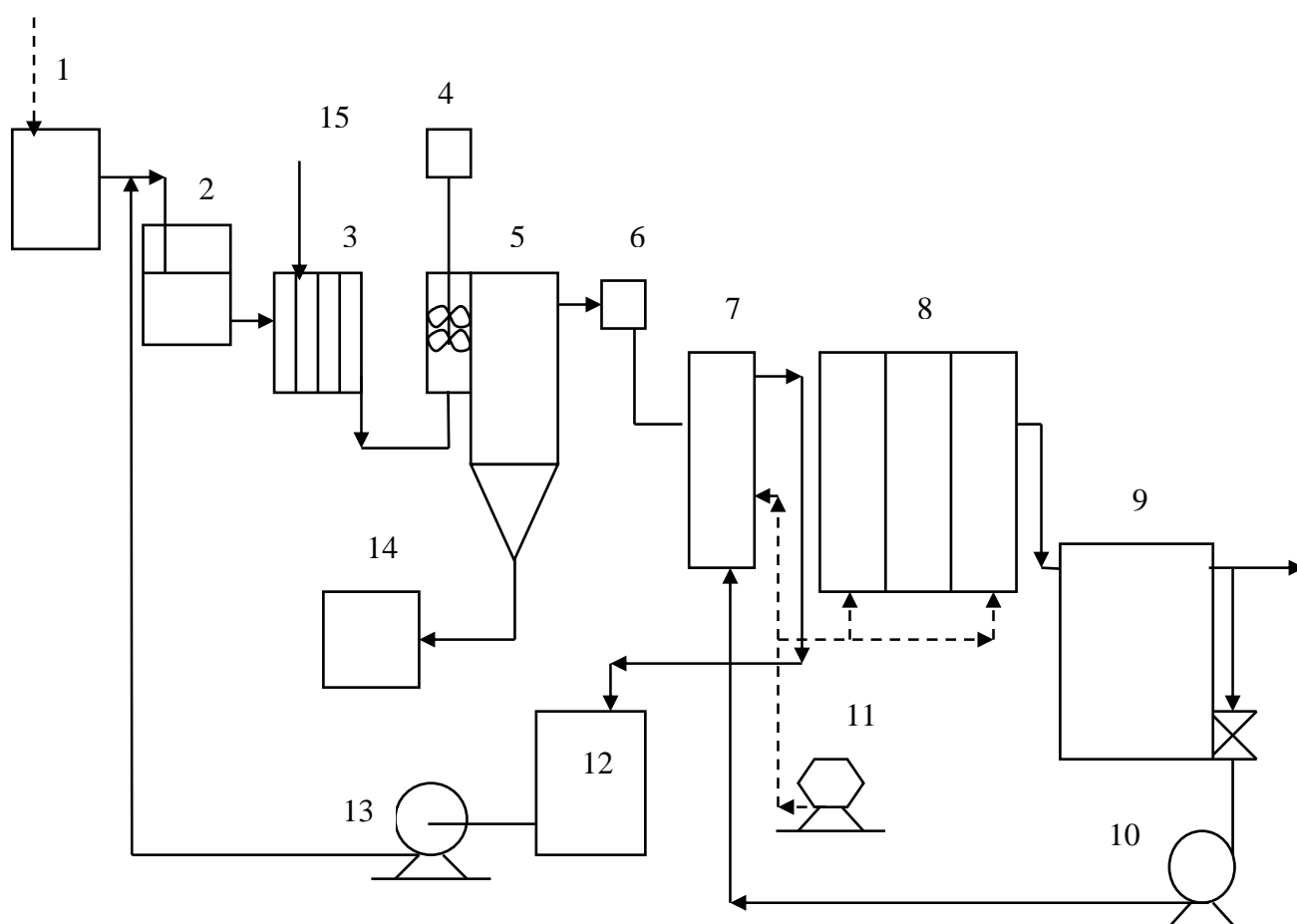
- Значительное снижение объемов используемых очистных сооружений в 3-5 раз, а также экономия электроэнергии за счет сокращения аэрируемых объемов.
- После прохождения анаэробной очистки создаются оптимальные условия (снижение концентрации органики и взвешенных веществ, а также

повышение щелочности) для применения безреагентного процесса физико-химического удаления фосфора в виде минералов.

- Количество образующегося активного ила снижается в 5 раз, что влечет за собой снижение затрат на его утилизацию [120].

В НИИ КВОВ АКХ предложена технологическая схема глубокой очистки городских сточных вод, параметры которой отработаны на опытно-промышленной установке пропускной способностью 2 м<sup>3</sup>/сутки [113, 114].

В состав установки (рис. 2.8) входят: смеситель минерального коагулянта с водой ершового типа, механическая камера хлопьеобразования, вертикальный отстойник, фильтр «Оксипор», аэрируемый биологический пруд, фильтр «Оксипор», аэрируемый биологический пруд.



**Рис. 2.8** – Схема опытно-технологической установки глубокой очистки сточных вод:

1 – приемная камера; 2 – распределительная камера; 3 – ершовый смеситель; 4 – камера хлопьеобразования с механической мешалкой; 5 – вертикальный отстойник; 6 – распределительная камера фильтров; 7 – фильтр «Оксипор»; 8 – трехступенчатый биологический пруд; 9 – резервуар очищенных вод; 10 – насос промывных вод; 11 – воздуходувка; 12 – резервуар промывных вод; 13 – насос перекачки промывных вод; 14 – резервуар для осадка; 15 – подача коагулянта



Соединения фосфора удаляются физико-химической очисткой с помощью коагулянта, а соединения азота, представленные в основном аммонийной формой, удаляются в трехсекционном биологическом пруду, в котором первая и третья секции аэрируются, а вторая - нет. Глубина биопруда - 2 м.

Общая продолжительность пребывания воды в биологическом пруду 3 суток. Чередование зон с повышенным (4 - 5 мг/л) и пониженным (0,5 - 1,5 мг/л) содержанием растворенного кислорода способствует окислению остаточных органических загрязнений в процессе жизнедеятельности микроорганизмов, а также протеканию процессов нитрификации–денитрификации.

Во всех трех секциях пруда происходят процессы нитрификации–денитрификации, в третьей секции происходит также отдувка газообразного азота и насыщение очищенной воды растворенным кислородом перед сбросом в водоем. Общая эффективность очистки по аммонийному азоту – 80,9 %, по фосфатам – 99,6 %.

На основании проведенных исследований можно сделать следующий вывод: выше описанные методы применяются на практике, но связанные с ними проблемы требуют своего разрешения. Они требуют определенных финансовых вложений - как на реконструкцию уже существующих сооружений, так и на строительство новых реакторов. Но внедрение новых технологий, повышающих надежность очистки сточных вод от биогенных элементов, необходимо для достижения современных нормативов качества очищенных сточных вод, которые сбрасываются в водоемы или повторно используются [117, 121.].

## **2.2. Анализ существующих методов очистки дренажных вод полигонов ТБО**

При разработке и внедрении эффективных технологий очистки фильтрата полигонов ТБО и оценке потенциального воздействия фильтрата на окружающую среду необходимо прогнозировать качественные и количественные изменения состава дренажных вод на различных этапах биодеструкции ТБО [78].

Химический состав фильтрата напрямую зависит от морфологического состава ТБО, что в свою очередь непосредственно влияет на выбор метода и

способа очистки фильтрата. Очистка таких вод представляет собой чрезвычайно сложную проблему и требует многоступенчатого сочетания различных физико–химических и биологических методов и больших капитальных и эксплуатационных вложений. Согласно результатам биотестирования [14, 31, 60], загрязненный токсичными соединениями фильтрат не может быть сброшен на рельеф или в водоем культурно–бытового и рыбохозяйственного использования даже при большой степени разбавления. Фильтрат обладает гипертоксичностью, которая не исчезает при многократном разбавлении.

Исходный химический и биохимический состав фильтрата свалки, зависящий не только от морфологии складироваемых отходов, но и от внешних факторов – времени года, интенсивности атмосферных осадков - не позволяет с достаточной точностью прогнозировать состав и концентрации в нем загрязняющих веществ. Следует заметить, что широкий диапазон показателей вызывает необходимость использовать в любой очистной установке определенный набор технологических приемов и аппаратов, позволяющих адекватно реагировать на изменение состава дренажных вод, корректируя технологию без конструктивных изменений.

Исходя из проведенного анализа зарубежной и отечественной литературы существуют три основные группы способов очистки фильтрата [79, 89]:

- биологическая очистка фильтрата на полигонах из отсортированных отходов;
- физико–химическая многоступенчатая очистка;
- сброс в канализацию не более 5% фильтрата для последующей совместной очистки его с хозяйственно–бытовыми стоками.

При разработке новых и изучении существующих методов очистки необходимо учитывать, что технология очистки фильтрата должна обеспечивать [97, 99, 108, 109] :

- разрушение токсичных соединений концентрированных сточных вод полигонов ТБО, в том числе и соединений образующихся в результате жизнедеятельности полигона на различных этапах его эксплуатации;
- экстрагирование не подвергающихся очистке токсичных соединений (переведение в осадок) в безопасную форму и вторичное использовать на полигоне;

- доведения качества очищенного фильтрата до допустимого к сбросу или вторичного использования на полигоне (например в качестве увлажнителя на полигоне).

### **2.2.1. Деструктивные методы очистки дренажных вод полигонов ТБО**

#### *Биохимические методы очистки дренажных вод полигонов ТБО*

Как правило, технологические схемы очистки фильтрата основываются на применении преимущественно методов биохимической деструкции органических веществ в сочетании с физико–химическими процессами – коагуляции–флотации, жидкофазного окисления, фильтрации, ультрафильтрации, адсорбции, обратного осмоса, концентрированного выпаривания в различных комбинациях [75].

Сточные воды, содержащие взвешенные и коллоидные примеси, подвергают механической, коагуляционной или флотационной очистке. В последние годы активно применяются технологии на основе обратного осмоса (мембранные методы).

Фильтрат с органическими примесями, как правило, очищают с помощью биохимических методов, а также (в зависимости от концентраций присутствующих компонентов) применяют аэробную или анаэробную очистку. Для доочистки зачастую используют адсорбционные методы (в качестве загрузки выступает активный уголь и др. сорбенты). Обеззараживание воды осуществляется хлорированием, озонированием или ультрафиолетовым облучением [51, 66].

Для очистки сточных вод, содержащих ионы тяжелых металлов, магния, кальция используют осадительные, ионообменные или мембранные методы.

Таким образом, наиболее распространенными методами очистки фильтрационных вод являются биохимические – аэробные и анаэробные. Но, как правило, их используют после предварительной механической очистки.

Аппаратурным оформлением аэробной очистки могут являться аэротенки, биофильтры, аэрационные пруды (биопруды). Аэробные способы очистки применимы, в большей степени, для сравнительно низкоконтрированного фильтрата.

Анаэробные методы больше применимы для «молодого фильтрата», образующегося на эксплуатационном цикле полигона ТБО и имеющего качественные показатели, приведенные в разделе 1.

При очистке фильтрата анаэробными методами обеспечивается снижение БПК на 65–80% с уменьшением содержания алюминия, бария, кадмия, никеля и цинка более чем на 85%, железа на 80%, хрома, меди и свинца на 40–70%, кальция на 30%, магния, калия, натрия – на 10%.

Основными преимуществами анаэробной очистки перед аэробной могут быть выделены следующие:

- не требуется подача кислорода в обрабатываемую среду;
- значительно уменьшаются затраты электроэнергии (немаловажный экономический аспект);
- увеличивается минерализация анаэробного осадка при удалении тяжелых металлов, что повышает ценность его как удобрения;
- практически не требуется осаднения анаэробного осадка;
- устраняются неприятные запахи;
- образуется меньшее количество осадка, что облегчает его утилизацию;
- снижается количество добавок для питания микрофлоры;
- снижаются площади и капитальные затраты на установки за счет уменьшения их размеров;
- быстрее погибают патогенные микроорганизмы, особенно в термофильном режиме.

Также следует отметить недостатки анаэробной очистки по сравнению с аэробной:

- необходимость высоких (более 30<sup>0</sup>С) температур для достижения эффективной кинетики процесса;
- сложность работы в период пуска и необходимость строгого контроля протекания процесса;
- меньшая эффективность удаления тяжелых металлов;

- необходимость дополнительной обработки для получения требуемой степени очистки.

Большинство установок анаэробной очистки работают в интервале температур 34–38<sup>0</sup>С, что способствует развитию различных видов микроорганизмов. Для роста метаногенных бактерий требуется широкий спектр питательных веществ: углерод, фосфор, азот, сера, кальций, магний, калий и др.

Эффективность очистки обеспечивается регулярным контролем механизма сбраживания и поддержанием основных параметров в установленных пределах. К основным контролируемым параметрам относят потребление жирных кислот, щелочность (3500–5000 мг/дм<sup>3</sup>) и рН (7–7,5).

Также применяется метод аэробной очистки, при котором в качестве аппаратного оформления выступают аэротенки и биореакторы. В результате аэробной очистки происходит снижение БПК в среднем на 20%, БПК на 35%. Может возрасти минерализация, содержание хлоридов и сульфатов. Происходит улучшение органолептических свойств сточных вод.

Применение аэробных методов для очистки «старых» фильтратов возможно при проведении предварительной физико–химической и химической очистки., т.к они имеют высокое солесодержание, наличие хлорорганических соединений и оказывают ингибирующее действие на активный ил [12].

Т.к. зачастую имеют дело со смешанным фильтратом, то для очистки используют комбинацию аэробной и анаэробной очистки. Также крайне необходима доочистка фильтрата различными методами.

### *Озонирование при очистке дренажных сточных вод*

Озон применяется для обеззараживания, для устранения цветности, запахов и привкусов воды. Предварительное озонирование позволяет значительно повысить эффективность последующей биохимической очистки. Высокий окислительно–восстановительный потенциал озона обуславливает его активность к различным примесям сточных вод, в первую очередь микроорганизмам и патогенным элементам. Действие озона описывается двумя основными функциями: окисление и

обеззараживание. Каталитическое воздействие озонирования состоит в усилении им окисляющей способности кислорода.

Согласно результатам исследований [12, 29.], что подтверждается графиками на рис. 2.9 – 2.10. (ряд 1 й ряд 2 й соответственно фильтрат №1 и №2) при озонировании дренажных вод цветность воды значительно снижается при достаточно низких дозах озона, но при этом ХПК возрастает. Т.к. озон оказывает непосредственное влияние на цитоплазму и ядро клетки можно предположить, что при воздействии озона ( $O_3$ ) на примеси, обуславливающие цветность воды, происходит деструкция макромолекулы, снижается ее молярная масса и в результате снижается цветность воды. Снижение молярной массы примесей способствует более полному их окислению бихроматом калия, что и приводит к повышению ХПК. Таким образом при дозе  $O_3$  300–400мг/л происходит разрушение трудноокисляемых высокомолекулярных соединений, обеспечивая снижение ХПК на 80%–96,5%, цветность – на 90–93,5% .

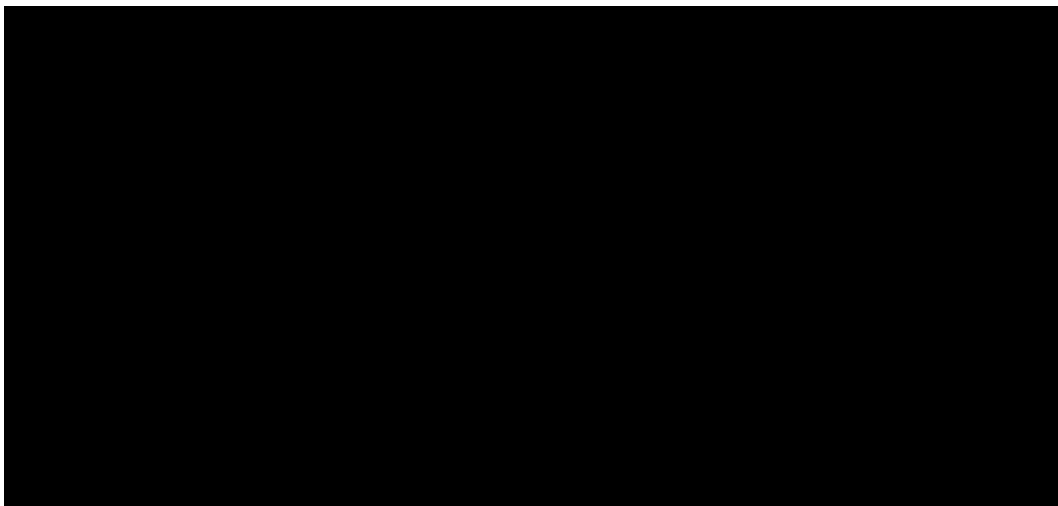
При обработке воды большими дозами озона в очищенной воде несколько увеличивается концентрация нитрат-иона  $NO_3$  и снижается концентрация аммонийного азота в результате окисления ионов аммония до нитратов.

После озонирования в фильтрате не обнаруживается крезол, бензол, фенол и другие циклические и хлорсодержащие органические соединения.

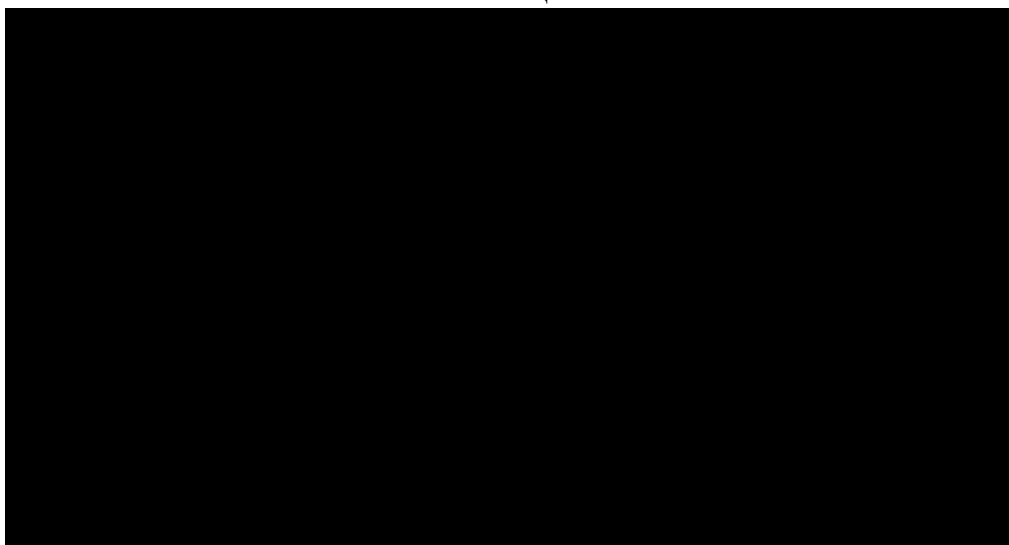
В таблице 2.1. представлены данные, полученные швейцарскими и французскими учеными, касающиеся эффективности использования озона для разных типов фильтрата с различными дозами.

**Таблица 2.1 – Эффективность использования озонирования**

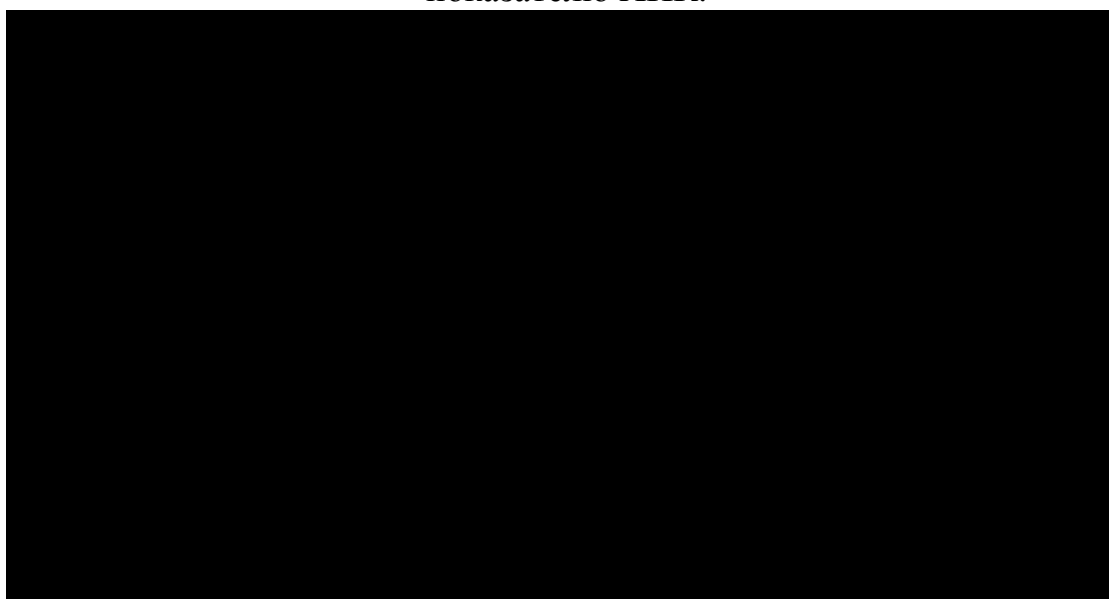
№п/п	Тип фильтрата	Исходное ХПК, мг $O_2$ /л	Доза $O_3$ , г/г ХПК	Снижение ХПК, %
1	Молодой	881	1,4	40
2	Биологический	1250	3,0	90
3	Стабилизированный	2300	1,5	89
4	Стабилизированный биологический	1400	1,5	63



**Рис. 2.9** – Влияние дозы озона на степень очистки фильтрационных вод по показателю цветность



**Рис. 2.10** – Влияние дозы озона на степень очистки фильтрационных вод по показателю ХПК.



**Рис. 2.11** – Влияние дозы озона на степень очистки фильтрационных вод по показателю БПК<sub>5</sub>

Т.к. при выборе метода очистки, кроме технологической целесообразности немаловажную роль играет экономическая составляющая, следует отметить, что озонирование довольно дорогой метод и применение его должно быть четко обоснованным. Поэтому озонирование целесообразно применять:

- на стадии доочистки фильтрата, образующегося на ранних этапах (ацетогенная фаза – «молодой» фильтрат), для обеззараживания, улучшения органолептических показателей (запах, цветность), удаление труднорастворимых соединений;
- В качестве предочистки «старого» фильтрата (метагенная фаза) небольшими дозами озона для улучшения органолептических показателей, а также подготовки фильтрата для последующей обработки [12, 102].

### ***2.2.2. Ионообменные и сорбционные методы очистки фильтрата***

Многокомпонентность фильтрата, сложность и непостоянность его химического состава обуславливают многостадийность процессов очистки с применением сорбционных технологий. В качестве сорбента может выступать любой материал высокой пористости (диатомит, АУ различных марок, шлак и т.д.). Широкое распространение в качестве сорбентов получили углеродные материалы: активные угли различных марок и различной сорбционной способности, обладающие развитой пористой структурой.

Использование активных углей как адсорбента может рассматриваться в двух направлениях: как альтернативный метод химического осаждения для «молодых» или биологически предочищенных фильтрационных вод, а также как заключительная очистка в комбинации с реагентной очисткой (т.к адсорбционная способность АУ увеличивается несмотря на то, что увеличиваются фракции летучих жирных кислот).

Выбор сорбента зависит от характеристик и свойств извлекаемых веществ, а также их соответствия размерам пористой структуры выбранного материала.

В основном сорбционные методы используются в качестве доочистки или заключительной стадии очистки фильтрационных вод.



Сорбционные методы имеют низкую эффективность при предподготовке. Так, использование диоксида марганца при предподготовке снижает ХПК на 20% и цветность на 40%. Применение активного угля марки «Фильтросорб»-300 (гранулированный уголь, получаемый при паровой активации битуминозного угля) позволяет достичь степени очистки по ХПК 75% и по обесцвечиванию на 97%. Однако через два часа после начала эксперимента степень очистки по ХПК снизилась до 20 %, т.к адсорбционная емкость угля быстро исчерпалась. Сейчас вопрос по адсорбционной активности углей дополнительно изучается.

Применение сорбционных методов имеет несколько недостатков, основным из которых, являются проблемы регенерации и утилизации отработанного сорбента.

Существуют также биосорбционные методы очистки фильтрационных вод. Т.к. в процессе сорбционной очистки наблюдается адсорбция микроорганизмов, на поверхности материалов протекают биохимические процессы. Аппаратурным оформлением данного процесса является использование биосорбционных фильтров. Биоценоз в данных фильтрах может быть представлен различными формами бактерий, а также грибами, возможно наличие нитчатых форм бактерий. Использование данного метода позволяет снизить цветность до 60 град, избавиться от запаха, эффективность по ХПК достигает 85 %.

Эффективность метода определяется грамотным выбором сорбента. На практике, как правило, используют активированный уголь различных марок: АГ-3, БАУ, «Фильтросорб» –300, которые способны абсорбировать высоко и низкомолекулярные соединения.

Данный метод рекомендовано использовать для очистки «старых» фильтратов и фильтратов рекультивационного и пострекультивационного периодов эксплуатации полигонов ТБО.

### ***2.2.3. Реагентная коагуляция, гальванокоагуляция***

В качестве коагулянтов для очистки фильтрата от тяжелых металлов могут использоваться: оксид кальция, сульфат алюминия, сульфат железа

[52,106]. Исследования, результаты которых приведены в таблице 2.2, показали, что коагулянты имеют разную эффективность обработки.

**Таблица 2.2** – Усредненная эффективность очистки фильтрационных вод полигонов ТБО различными коагулянтами, %

Извлекаемый компонент	Наименование коагулянта		
	CaO	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	FeSO <sub>4</sub>
Ni	13,5	35,2	0,6
Zn	40,5	57,1	44,4
Cu	10,9	47,3	11,9

Согласно данным таблицы, наиболее эффективным является сульфат алюминия. Это также подтверждается данными [30, 95, 96.], согласно которым основной сульфат алюминия позволяет достичь 50%–ной степени очистки по ХПК и 80 %-ного обесцвечивания.

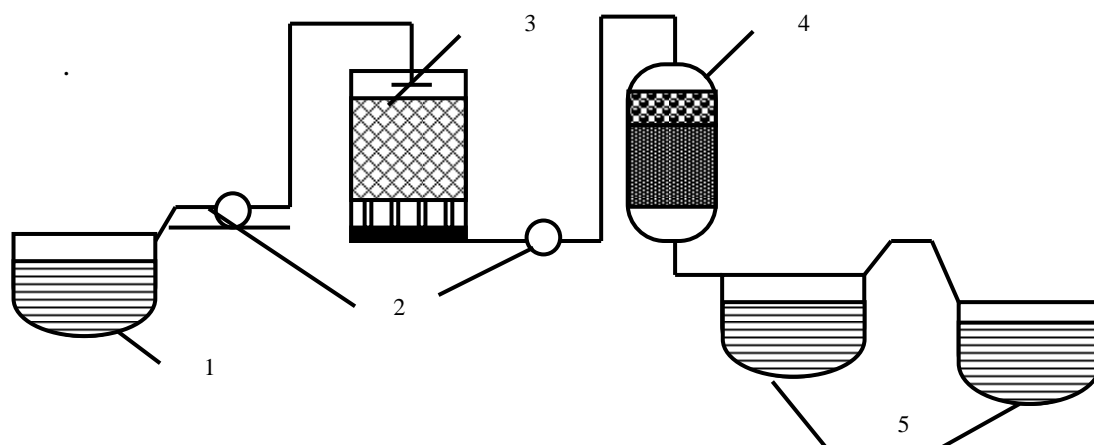
Метод гальванокоагуляции широко используется при очистке сточных вод от высокомолекулярных и коллоидных примесей, гуминовых и поверхностно–активных веществ.

Гальванокоагуляция может быть использована в качестве предочистки фильтрационных вод для удаления ВМС, ионов тяжелых металлов, хлоридов.

В качестве гальванопор может использоваться металлический скрап (железная или алюминиевая стружка), углеродсодержащие отходы различных производств. За счет разности потенциалов токопроводящих элементов «железная стружка – углеродсодержащий материал» возникает множество гальванопор, влекущих за собой окисление и растворение металла, смещение pH, гидролиз. Образующиеся гидроксиды железа или алюминия (в зависимости от применяемой стружки), способствуют коагуляции, сорбции и осаждению примесей.

Применение гальванокоагуляции позволяет достичь снижения ХПК до 75%, цветности до 85%, меди и цинка практически на 100%. К тому же микротоки, образующиеся в поле гальванопор, деструктивно действуют на патогенную микрофлору, обеспечивая глубокое обеззараживание.

Воду после гальванокоагуляции с такими показателями можно направлять в биологические пруды. Характеристика химического состава фильтрационных вод, очищенных методом гальванокоагуляции, представлена в таблице 2.3. [12, 29].



**Рис. 2.12.**— Схема очистки фильтрата полигонов ТБО методом гальванокоагуляции:  
1– пруд–накопитель; 2– система подачи воды; 3– гальванокоагулятор; 4– песчаный фильтр;  
5 – каскадные биологические пруды

**Таблица 2.3** – Характеристика химического состава фильтрационных вод, очищенных методом гальванокоагуляции

Наименование показателя	Исходная вода	Очистка на гальванополе			
		Железо–сорбент–Н		Алюминий–сорбент–Н	
		Значение	Эффективность очистки, %	Значение	Эффективность очистки, %
ХПК, мгО/л	680	120	75,2	130	72
Электропроводность, mS/cm <sup>2</sup>	10,49	6,6	37,1	2,8	73,3
pH	8,2	8,6	—	8,4	—
Цветность, град.	300	40	86,7	60,0	80,0
Жесткость, мг–экв/л	19,6	5,7	70,9	6,8	65,3
Хлориды, мг/л	1830,0	1500	18,0	80,0	95,6
Фосфаты, мг/л	28,2	0,2	99,0	0,16	98,8
Железо (общее), мг/л	10,0	11,5	—	0,3	97,0
Марганец (II), мг/л	2,77	0,08	97,1	0,06	97,8
Свинец (II), мг/л	0,25	0,01	99,96	0,01	99,96
Медь (II), мг/л	0,3	0,01	96,7	0,01	96,7
Цинк (II), мг/л	1,3	0,01	99,2	0,01	99,2

#### **2.2.4. Мембранная очистка фильтрационных вод полигонов ТБО**

Применение мембранных технологий позволяет одновременно очищать воду от органических и неорганических компонентов, бактерий, вирусов. В зависимости от прикладываемого давления и размера пор различают: микрофильтрацию, ультрафильтрацию, нанофильтрацию и обратный осмос.

Выбор мембранного метода определяется составом очищаемых вод, технологической задачей и требуемой эффективностью очистки.

Высокое солесодержание фильтрата предусматривает использование мембранных технологий для доочистки фильтрационных вод, т.к. применение ионообменных методов при таких высоких концентрациях нерентабельно. В этом случае мембранная технология может быть использована в качестве альтернативы сорбционным методам.

Основными требованиями к мембранам являются:

- разделяющая способность;
- удельная производительность;
- механическая прочность и химическая стойкость;
- биологическая и тепловая стойкость;
- стоимость и утилизируемость мембран.

Движущей силой баромембранных процессов является давление. Применение мембранных технологий всегда связано с концентрированием растворов (концентрационная поляризация) и концентрата, составляющего 1/10 часть объема всего профильтрованного фильтрата [93].

Вредное влияние концентрационной поляризации можно снизить при интенсивном перемешивании раствора. К тому же мембранам присуще быстрое загрязнение, особенно органическими веществами, что при эксплуатации баромембранных установок может настолько ухудшить технико-экономические показатели процесса, что все остальные преимущества будут сведены к нулю.

Осадкообразование приводит к снижению производительности, увеличению перепада давления и снижению селективности мембран. Вода переходит из при-мембранного слоя, и концентрация растворенных веществ у поверхности мембран возрастает (концентрационная поляризация). Негативное влияние концентрационной поляризации можно снизить интенсивным перемешиванием раствора, очисткой поверхности мембран, эффективной предочисткой перед мембранами.

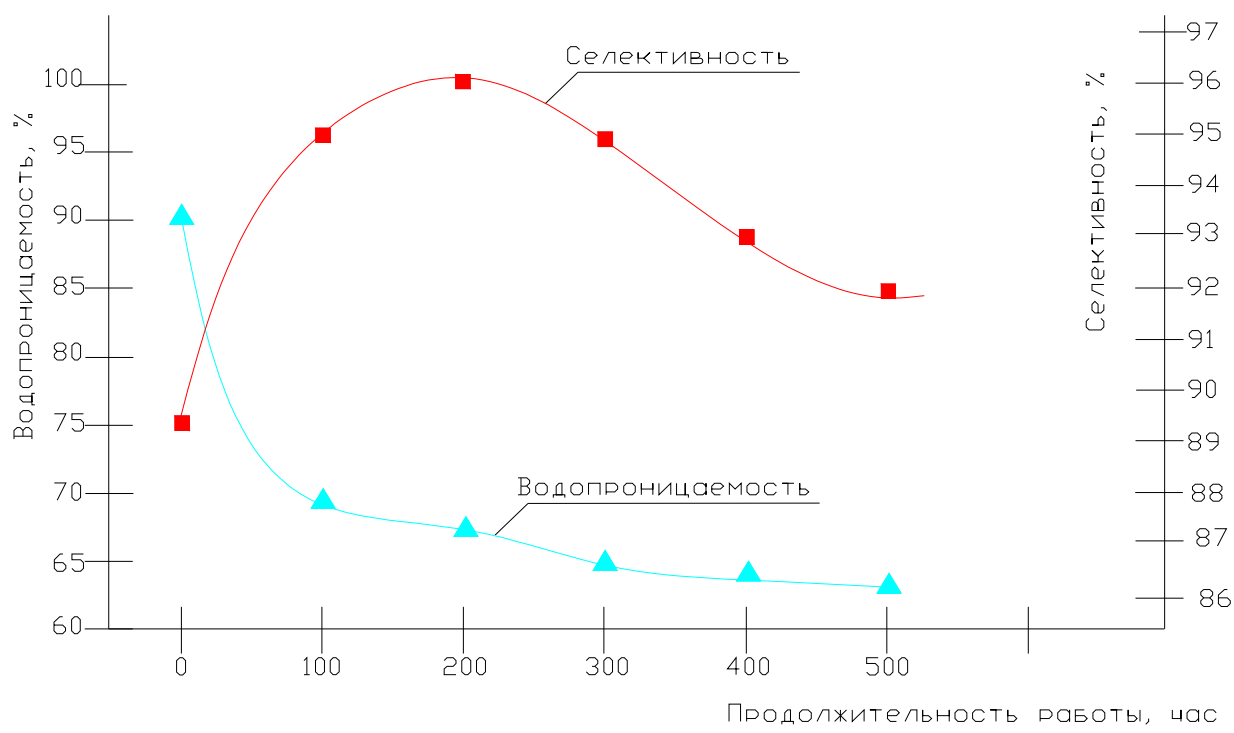
Загрязнение мембран вызвано повышением pH в контуре рассола в результате переноса через мембрану угольной кислоты  $\text{CO}_2$  и сдвигом карбонатно – кальциевого равновесия в системе  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 \leftrightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{CaCO}_3$  вправо, что сопровождается выпадением карбоната кальция на мембранах. Переход в пермеат угольной кислоты приводит к повышению pH и выпадению из раствора на поверхности мембран гидроксидных соединений тяжелых металлов  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Mn}(\text{OH})_2$ .

Образующийся слой осадка создает сопротивление потоку и массопередаче в граничном слое, в результате чего снижается производительность мембран и их солеезадерживающая способность. Анализ зависимости водопроницаемости и селективности от продолжительности работы мембран (ф. Filmtek) представлен на рис. 2.13.

Накопление растворенного вещества у поверхности мембран увеличивает осмотическое давление раствора в приграничном слое. Осмотический поток уменьшает массоперенос через мембрану, что встречается в условиях концентрационной поляризации при обратном осмосе и при ультрафильтрации.

Компенсировать потерянную производительность можно увеличением рабочего давления, но при этом усиливается перенос растворителя через мембрану, что является причиной возрастания концентрационной поляризации, что приводит к уплотнению и утолщению слоя осадка. Для каждой системы «мембрана–раствор» существует некоторое критическое давление, выше которого удельная производительность не растет [93].

В основном в зарубежной, но в последнее время и в отечественной практике мембранные технологии используют для очистки (доочистки) фильтрационных вод полигонов ТБО.



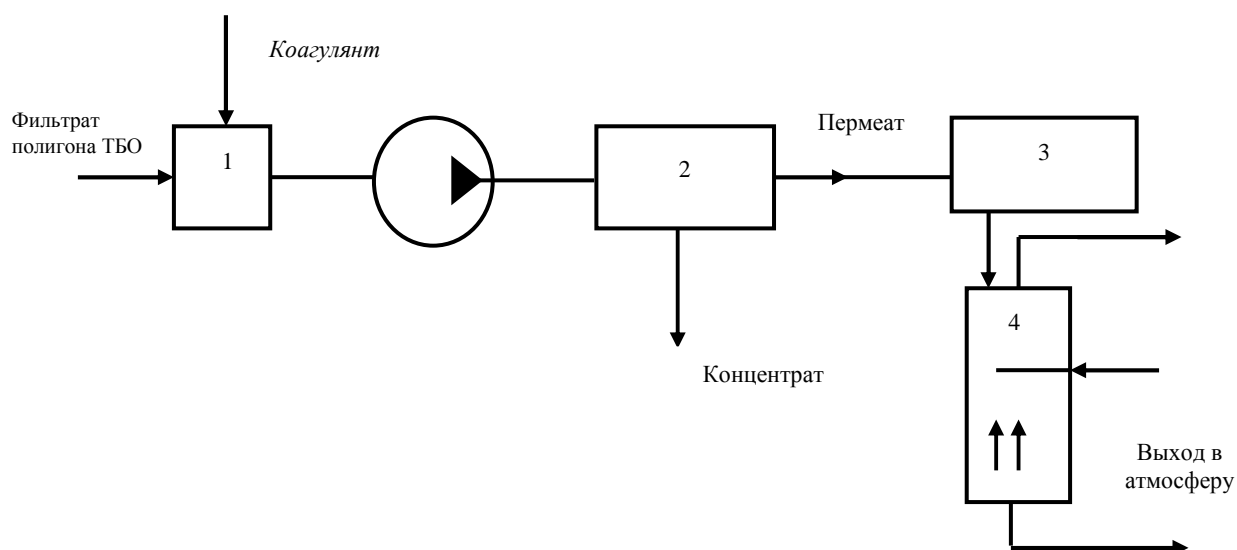
**Рис. 2.13.** – Зависимость водопроницаемости и селективности мембран от продолжительности их работы

Несмотря на ряд недостатков, методы, основанные на использовании мембранных технологий, широко используются для очистки природных и в послед-

нее время сточных вод. Расширение области применения явилось причиной необходимости разработки новых мембранных материалов, удовлетворяющих следующим требованиям:

- стабильность эксплуатационных характеристик;
- механическая прочность;
- низкая стоимость;
- высокая производительность;
- высокая селективность;
- химическая стойкость.

Это подтверждается практическим опытом эксплуатации мембранной установки фирмы Pall-Rohem на полигоне №5 (рис. 2.14.), где подача дренажной воды без соответствующей предподготовки на мембраны требует их частой промывки и большого расхода промывных растворов, а иногда и замены мембран. Для утилизации образующегося концентрата после ультрафильтрации его можно направить на аэробную или анаэробную очистку, также возможно направить концентрат в пруд-накопитель или обработать небольшими дозами озона, а затем в пруд-накопитель.



**Рис. 2.14** – Схема очистки фильтрата полигонов ТБО методом обратного осмоса:

1–приемный резервуар; 2– установка обратного осмоса; 3–сборник очищенного фильтрата;  
4– дегазатор

Имеющийся опыт эксплуатации обратноосмотических установок показывает, что при очистке дренажных вод на поверхности мембран образуются плотные осадки сульфата и карбоната кальция, гидроксидов железа, малорастворимых соединений тяжелых и цветных металлов, что приводит к резкому ухудшению раз-

делительных характеристик мембран и снижению их удельной производительности. Мембрана нуждается в очистке, если ее производительность снижается на 10–15%. Этот процесс требует выключения части системы, большого количества реагентов, а иногда и вовсе замены мембраны, что резко увеличивает стоимость и так не дешевого процесса очистки. Для повышения эффективности работы мембраны, продления ее срока службы рекомендуется проводить предмембранную очистку. В качестве последней зачастую рекомендуется проводить нанофильтрационную очистку. Нанофильтрационная мембрана имеет значительно больший размер пор (1–20 нм), по сравнению с обратноосмотической (0,1–0,2 нм) и значительно меньшую величину внешнего прикладываемого давления соответственно: 3–10 атм. и 10–25 атм. Но согласно последним исследованиям этот вариант экономически нецелесообразен, т.к. требует частой регенерации мембран и большого расхода промывных расходов [28].

Для предварительной обработки [30] зачастую рекомендуют применять хлорирование, адсорбцию на активном угле, а также реагентное коагулирование с помощью извести.

Таким образом, сорбционные методы имеют низкую эффективность при предподготовке. Сейчас вопрос по адсорбционной активности углей дополнительно изучается. Предполагается оценить адсорбционную способность угля АГ–3 (каменноугольный), и углей производства фирмы Sutcliffe Speakman 207C (на кокосовой основе), 207EA (каменноугольный). Хотя эксперименты по адсорбционной способности для питьевой воды показали значительное преимущества угля марки «Фильтросорб» – 300.

Эффективность окислительных методов при предподготовке тоже невелика. При использовании гипохлорита кальция обесцвечивание происходило на 90 %, а снижение ХПК не превышало 10 %. При использовании в качестве окислителя озона результаты были следующими— обесцвечивание не более 70 %, а ХПК снижалось лишь на 7 %.

При исследовании коагуляционных методов на примере фильтрата полигона №5 (Киевская область) были сделаны следующие выводы: наиболее эффективным коагулянтом является основной сульфат алюминия, который позволяет достичь 50%–ной степени очистки по ХПК и 80%–ного обесцвечивания. Более того, фильтрат после предварительной обработки основным сульфатом алюминия и последующей обратноосмотической очистки полностью отвечал нормам к сбросу в

канализационную сеть (согласно экспериментальным данным, полученным на полигоне №5).

Согласно схеме фильтрат полигона поступает на узел предварительной очистки для удаления грубых дисперсных примесей, далее – непосредственно на мембранную установку под давлением 65 бар, где разделяется на 2 потока: пермеат и концентрат. Пермеат после первой ступени под давлением 120 бар направляется на 2–ю ступень. В результате фильтрации образуется очищенный фильтрат (78 %) и концентрат (22 %), содержащий все исходные загрязнения в более высокой концентрации.

Установлено, что использование обратного осмоса эффективно лишь при наличии предварительной очистки.

Снижение экологической безопасности в процессе мембранной очистки возможно в результате осадкообразования.

В Украине применение мембранных технологий для очистки фильтрационных вод полигонов ТБО нашло применение в Киеве в лице ф. Roshem. Эффективность работы установки ф. Roshem приведена в таблице 2.4.

**Таблица 2.4** – Эффективность работы установки мембранной очистки ф. Roshem

Показатель	Исходный фильтрат	Фильтрат после очистки
СПАВ	2,7	0,18
Железо	1,25	0,03
Взвешенные вещества	81,5	1,5
Никель	0,12	–
Нефтепродукты	2,0	0,3
БПК <sub>5</sub>	157,2	1,3
ХПК	2235	78
Хлориды	3019,5	12,5
Фосфаты	32,8	–
Азот аммонийный	65,24	7,5
Сульфаты	345	146
Цинк	0,5	0,08
Нитраты	13,47	0,61

Результаты исследований использованы при подготовке патента «Спосіб очищення природних і стічних вод» [82, 84, 91, 98]: сточная вода очищается путем реагентной коагуляции и последовательного использования нанофильтрационной и



обратноосмотической мембран. Этот способ отличается тем, что раствор коагулянта перед введением в воду, подвергают магнитной обработке и электрокоагуляции.

Данный способ может быть использован при очистке сточных вод в коммунальном хозяйстве, химической, теплоэнергетической и других областях промышленности.

Следует отметить, что известен способ очистки сточных вод с помощью химической обработки реагентами и адсорбции на гранулированном активированном угле [24].

Указанный способ предусматривает поэтапную физико–химическую очистку с использованием коагулянта сульфата алюминия в качестве реагентной очистки и гранулированного активированного угля в качестве адсорбционной очистки, которая создает определенные сложности при эксплуатации установки и предусматривает высокие капитальные и текущие затраты.

Наиболее близким к предложенному является способ очистки сточных вод путем реагентной коагуляции и последовательного использования нанофильтрационной и обратноосмотической мембран [28, 29, 30].

Недостатками способа являются значительные затраты электроэнергии, необходимой для работы насосов, при прохождении воды сквозь мембраны и закупорка нанофильтрационных мембран.

В основу предлагаемой технологии поставлена задача усовершенствования способа очистки сточных вод, в котором путем оптимизации технологического режима обеспечивается интенсификация процесса очистки за счет повышения адсорбционной емкости гидроксида алюминия, который образовался в процессе очистки, за счет чего уменьшаются затраты реагентов, повышаются качественные показатели очищенной воды.

Поставленная задача достигается благодаря тому, что в способе очистки сточных вод путем реагентной коагуляции и последовательного использования нанофильтрационной и обратноосмотической мембран, согласно формуле, раствор коагулянта перед введением в воду подвергают магнитной обработке и электрокоагуляции [84, 91, 101, 103].

Эффективность предложенного способа в сравнении с известным способом представлена в таблице 2.5.

**Таблица 2.5 – Эффективность предлагаемого комбинированного способа очистки**

Способ	Доза коагулянта, мг/дм <sup>3</sup>	Показатели очищенной воды				Улучшение показателей в сравнении с известным способом, %			
		БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	ХПК, мгО/ дм <sup>3</sup>	Цветность, град.	БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	ХПК, мгО/дм <sup>3</sup>	Цветность, град.
Известный	375	62,5	41,2	654,5	115	–	–	–	–
Предложенный	150	49,25	31,6	504,8	67	21,2	23,4	21,8	42,3
»»_	375	25,94	20,9	376,92	17	58,5	49,2	41,6	85,3
»»_	550	36,5	26,45	429,91	39	41,6	35,8	33,4	66,4

Таким образом, предложенный способ очистки сточных вод позволяет интенсифицировать процесс очистки по сравнению с известным способом, уменьшить затраты реагентов, улучшить качество очищенной воды, при этом себестоимость очистки воды уменьшается на 20–25% [81, 85, 91].

## **2.3. Мембранные биореакторы в процессах очистки сточных вод**

### **2.3.1. Процессы ультрафильтрации и микрофильтрации**

Мембранные процессы используют тонкую пленку или пористый материал для сепарации одного вещества от другого. Движущей силой разделения веществ

могут быть концентрация, давление, температура, электрические силы. В сооружениях типа мембранный биореактор используются процессы ультра- и микрофильтрации, которые относятся к более общей группе баромембранных процессов. Для разделения смеси в баромембранных процессах используется градиент давления. Кроме ультрафильтрации (УФ) и микрофильтрации (МФ), к баромембранным процессам относятся нанофильтрация (НФ) и обратный осмос (ОО). Граница между процессами микрофильтрации, ультрафильтрации, нанофильтрации и обратного осмоса достаточно условна. В целом каждый из вышеуказанных процессов может быть охарактеризован следующими параметрами (табл. 2.6).

**Таблица 2.6** – Основные параметры баромембранных процессов

Параметр	Ед. изм.	МФ	УФ	НФ	ОО
Средний эффективный размер пор мембраны	мкм	>0,1	0,1–0,01	0,01–0,001	<0,001
Максимальный отсекаемый молекулярный вес	тыс. а.е.м.	>200	1–200	<1	–
Перепад давления при фильтрации	бар	>2	1–10	5–20	15–80
Поток через мембрану	л/м <sup>2</sup> ·час	85–170	40–136	17–85	менее 20

Вещества, задерживаемые мембраной:

- МФ: взвешенные вещества, бактерии, некоторые макромолекулы;
- УФ: перечисленное выше плюс вирусы, макромолекулярные соединения;
- НФ: перечисленное выше плюс низкомолекулярные вещества, двух и более валентные ионы;
- ОО: перечисленное выше плюс одновалентные ионы, жесткость.

Материалы, служащие сырьем для производства мембран, отличаются по своей физической структуре и химическому составу. Тем не менее наиболее фундаментальным свойством, дающим основу для классификации мембран, является механизм, посредством которого достигается разделение веществ. В этой связи выделяют две основных группы мембран:

1. Сплошные – главную роль играют физико–химические взаимодействия между проникающими веществами и мембраной, используются в системах обратного осмоса и, частично, при нанофильтрации.

2. Пористые – главную роль играет механическое разделение, данные мембраны используются в основном в системах ультрафильтрации и микрофильтрации.

Пористые мембраны подразделяются на два основных класса:

Асимметричные мембраны. В этих мембранах присутствует градиент изменения размера пор по толщине, т.е.. поры в верхнем слое имеют размер отличный от размера пор в нижнем слое. Кроме того, верхний слой может быть не пористым, или сделанным из другого материала (т.н. композитные мембраны).

Симметричные мембраны. Поры в симметричных мембранах представляют собой:

а) длинные каналы правильной или неправильной формы, прямые или извилистые, круглого или другого сечения;

б) поры расположены равномерно по всему объему (наподобие губки).

Основная часть микрофильтрационных мембран имеет асимметричную структуру с пористым поверхностным слоем.

Мембраны для процессов микро– и ультрафильтрации производят из ацетата целлюлозы и полимеров на ее основе, полиамида, полипропилена, полисульфона, полиакрилонитрила, поливинилдифторида, оксида кремния.

Существует несколько классификаций процессов микро– и ультрафильтрации:

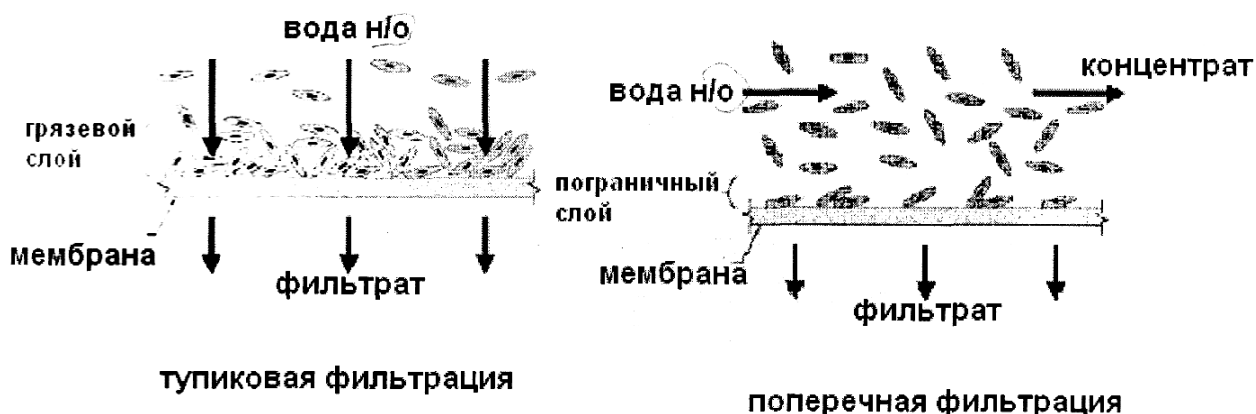
По направлению движения основных потоков (рис. 2.15):

1. Поперечная фильтрация. При поперечной фильтрации вода промывается через мембранные модули, проходя вдоль мембранных элементов. Благодаря приложенному давлению (или вакууму) основная часть воды фильтруется через мембраны. Концентрат, содержащий уловленные мембранами компоненты, отводится от мембранных модулей, отделяется от уловленных компонентов и подается

в общий поток перед мембранными установками. Отделенные вещества вместе с частью концентрата подаются на дальнейшую обработку.

Преимуществом данной системы являются большая производительность установок и отсутствие грязевого слоя, как при тупиковой фильтрации. К недостаткам следует отнести большую энергоемкость, необходимость эксплуатации цикла рециркуляции.

2. Тупиковая фильтрация. При тупиковой фильтрации весь объем воды фильтруется через поверхность мембран. Уловленные вещества накапливаются на внешней поверхности, формируя грязевой слой. Этот слой, с одной стороны, является дополнительным фильтрующим слоем для вновь поступающих сточных вод; с другой стороны – грязевой слой резко снижает поток через мембрану и увеличивает ее общее сопротивление. Грязевой слой удаляется путем обратной промывки или другим способом, предусмотренным данной технологической схемой.



**Рис. 2.15** – Тупиковая и поперечная фильтрация

По характеру движущей силы:

1. Давление.
2. Вакуум.

### **2.3.2. Основные типы фильтрационных элементов**

Для осуществления тупиковой и поперечной фильтрации разработаны различные типы фильтрационных элементов. Выделяют три основных типа элементов:

1. *Трубчатые* - представляют собой полые трубки из фильтрующего мембранного материала диаметром более 5-7 мм. Некоторое количество труб (до 60-80 штук) компонуется в модуль с общим каналом подвода воды на очистку (при фильтрации снаружи внутрь) или отвода фильтрата (при фильтрации изнутри наружу). Достоинством такого рода систем являются простота расчета и возможность очищать воды с высокой концентрацией взвешенных веществ. Однако данный вид элементов обладает следующими недостатками: небольшая площадь фильтрации (вследствие большого диаметра), энергоемкие, большой диаметр приводит к большим расходам воды и реагентов при обратной промывке.

2. *Плоские* - представляют собой две плоские фильтрующие поверхности с расположенным между ними устройством для отвода пермеата. Далее плоские элементы компонуются в модули. Для равномерного распределения исходной сточной воды по поверхности мембран могут применяться специальные распределительные устройства. При последовательном перемещении очищаемой воды от одного элемента к другому устраиваются каналы, которые позволяют очищаемой воде без фильтрации перетечь к следующему элементу. Основным недостатком данной системы является очень низкое соотношение площади фильтрации и занимаемого объема. К преимуществам следует отнести простоту процесса очистки и замены мембран.

3. *Половолоконные (капиллярные)* мембраны имеют диаметр волокон менее 2 мм. Отдельные волокна компонуются в пучки, затем пучки компонуются в мембранные модули с общим устройством подвода сточной воды и отвода фильтрата. Маленький диаметр дает возможность достигать больших площадей фильтрации на единицу объема установки.

Процесс может проходить как изнутри наружу, так и снаружи вовнутрь. Специфической особенностью этих элементов является то, что в них применяется нежесткое крепление волокон. Все мембранные модули на основе полых волокон на конце имеют уплотнитель (обычно полимерный). Мембранные элементы данного типа допускают возможность обратной промывки, что позволяет свести к минимуму частоту химической обработки мембран. В табл. 2.7 приведены основные достоинства и недостатки различных мембранных элементов.

**Таблица 2.7. - Достоинства и недостатки различных мембранных элементов**

<b>Тип элемента</b>	<b>Площадь: объем (м<sup>2</sup>: м<sup>3</sup>)</b>	<b>Преимущества</b>	<b>Недостатки</b>
Плоский	400 - 600	Простота обслуживания	Сложный дизайн, не доступна обратная промывка, высокая стоимость
Трубчатый	20 - 30	Мех. прочный, доступна мех. очистка, устойчив к высоким концентрациям взвешенных веществ	Высокие капитальные затраты, высокие затраты при замене элементов
Половолоконный	5000 - 40000	Обратная промывка, компактность, устойчивость к взвешенным веществам	Чувствителен к резким перепадам давления

### **2.3.3. Особенности технологии очистки сточных вод на мембранном биореакторе**

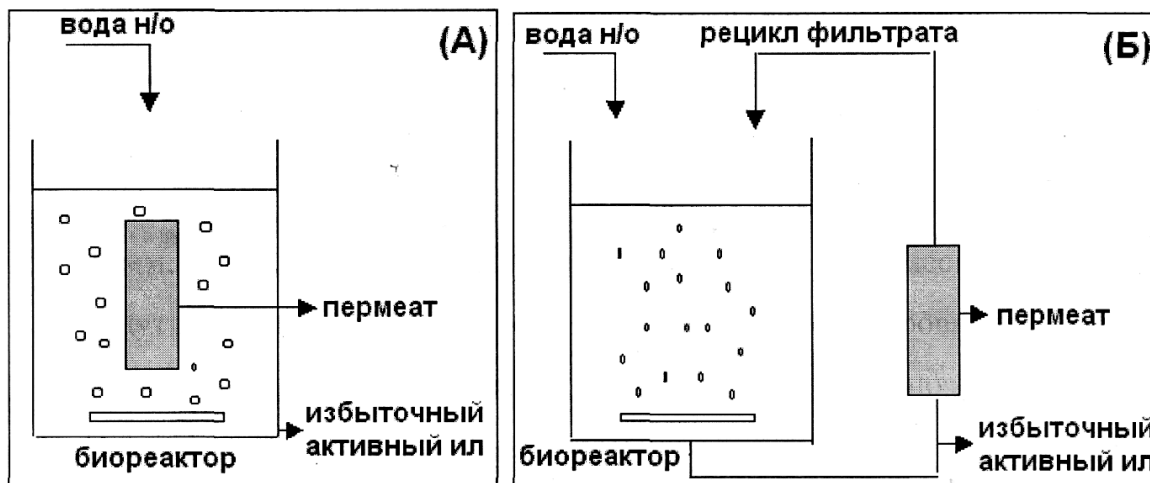
Технология мембранного биореактора (МБР) позволяет объединить методы биологической очистки и мембранную сепарацию. Для биологической очистки в МБР используется аэротенк, объединенный с мембранным модулем.

В зависимости от взаимного положения аэротенка и мембранного модуля, различают две основные конфигурации МБР (рис. 2.16):

1. Погружной мембранный биореактор. При этой конфигурации мембранный модуль погружен непосредственно в аэротенк. Фильтрация обычно происходит под действием вакуума. Смесь активного ила и сточной воды, находящаяся в аэротенке, фильтруется через поверхность мембран. Очищенная вода отводится, а активный ил и задержанные вещества остаются в аэротенке и поддерживаются во взвешенном состоянии. Избыточный активный ил периодически удаляется из МБР.

2. Внешний мембранный биореактор с циклом рециркуляции. В этом случае мембранный модуль находится вне аэротенка. Мембранная установка не принимает непосредственного участия в процессе биологической очистки, а объединяет в себе функции вторичного отстойника и аппаратов доочистки. Смесь активного ила

и сточных вод перекачивается во внешний мембранный модуль. Этот модуль чаще всего представляет собой набор трубчатых мембран с диаметром более 7 мм, в которые подается смесь. Далее смесь фильтруется изнутри наружу и отводится. Концентрированная смесь рециркулирующим насосом направляется обратно в аэротенк. Избыточный активный ил выводится из системы.



**Рис. 2.16** – Конфигурации МБР: А - погружной; Б - внешний с рециркуляцией

Каждая из описанных схем имеет свои достоинства и недостатки. В табл. 2.8. представлены достоинства и недостатки обеих конфигураций.

**Таблица 2.8.** - Достоинства и недостатки различных конфигураций МБР

Погружной МБР	Внешний МБР с рециркуляцией
– Высокие затраты на аэрацию (около 90%)	– Низкие затраты на аэрацию (около 20%)
– Низкие затраты на перекачивание (для вакуумного насоса - около 28%)	– Высокие затраты на перекачивание смеси (около 60 - 80%)
– Меньший поток (большая площадь)	– Большой поток (меньшая площадь)
– Меньшая частота очистки	– Большая частота очистки
– Меньшие эксплуатационные затраты	– Большие эксплуатационные затраты
– Большие капитальные затраты	– Меньшие капитальные затраты
– Меньшее трансмембранное давление	– Большее трансмембранное давление
– Менее эффективная механическая очистка	– Более эффективная механическая очистка
	– Прямой гидродинамический контроль за засорением мембран



Погружные МБР снабжаются системой аэрации. Воздух подается от воздуходувки в аэраторы, которые обычно вмонтированы в сами мембранные модули. Аэрация позволяет обеспечить биоценоз активного ила растворенным кислородом, поддерживать смесь активного ила и сточных вод во взвешенном состоянии, а также турбулизировать поток у поверхности мембран для предотвращения засорения.

Основные параметры МБР, а также эффективность очистки сточных вод, достигаемая в МБР, представлены в табл. 2.9 и 2.10.

**Таблица 2.9 - Основные параметры МБР**

Параметр	Ед. измерения	Значение
Возраст АИ	сут	>10
Доза АИ	г/л	6-16
Нагрузка на АИ	кгБПК/кг АИ · су т	<0,15
Средний поток через мембрану	л/м <sup>2</sup> –час	15-30
Трансмембранное давление в погружных МБР	кПа	от -10 до -50
Трансмембранное давление во внешних МБР	кПа	100-450 кПа

**Таблица 2.10 - Эффективность очистки сточных вод, достигаемая в МБР**

Параметр	Ед. измерения	Значение
БПК <sub>П</sub>	%	>95
ХПК	%	85-99
Взвешенные вещества	мг/л	<1
Аммонийный азот	%	>98
Тяжелые металлы	%	25-80
Бактерии	%	99,999
Вирусы	%	99,9

Выполненные исследования позволяют сделать следующие выводы:

1. Вследствие того что размер пор ультра– и микрофльтрационных мембран в несколько раз меньше размеров клеток бактерий, простейших и др. организмов активного ила, исключен вынос ила с профильтрованной водой, в отличие от вторичного отстаивания, где вынос активного ила с осветленной водой является основной проблемой эксплуатации.

2. При вторичном отстаивании очень важна форма хлопьев активного ила. Так, эксплуатация сооружений традиционной биологической очистки (аэротенк + вторичный отстойник) предусматривает наличие компактных, близких по форме к сфере хлопьев активного ила, что обеспечивает удовлетворительное его оседание во вторичном отстойнике. В случае мембранного биореактора нет необходимости поддерживать сферическую форму хлопьев активного ила. Этот факт обуславливает ряд важных особенностей технологии МБР:

- В МБР размер хлопьев активного ила меньше, чем в традиционных аэротенках в 5-10 и более раз. Такая дисперсность активного ила позволяет резко увеличить поверхность контакта активного ила со сточной водой, и, следовательно, повысить эффективность очистки.
- В МБР достаточно широко распространены нитчатые организмы. Концентрация нитчатых организмов в МБР, по сравнению с традиционными аэротенками, выше в 10 и более раз. Эта форма бактерий позволяет получить наибольший контакт со сточной водой (по сравнению, например, со сферическим хлопком), а также повысить эффективность очистки.
- Большая площадь контакта со сточными водами повышает эффективность сорбции активным илом трудноокисляемой и инертной органики, тяжелых металлов, микрозагрязнителей.
- Как известно, старый активный ил (более 15-20 сут.) достаточно плохо оседает во вторичных отстойниках, однако обладает лучшей, по сравнению с молодым активным илом (до 10 сут.), окисляющей способностью. С другой стороны, молодой активный ил хорошо флокулирует и удовлетворительно оседает во вторичных отстойниках. В этой связи, при эксплуатации традиционных аэротенков предпочтение отдается молодому активному илу (до 10 сут). Так как мембранный биореактор не использует процесс осаждения, в сооружении создаются благоприятные условия для увеличения возраста активного ила и развития медленно растущих видов. Так, в зависимости от характера сточной воды, возраст активного ила в МБР колеблется от 15 до 150 сут.
- Бактерии - нитрификаторы относятся к медленно развивающимся организмам (старый активный ил). Широкое распространение данных видов в МБР обеспечивает эффективность нитрификации более 98-99%.

- Медленно растущие микроорганизмы, преобладающие в МБР, более эффективно разлагают трудноокисляемую органику.

3. Отказ от процесса гравитационного осаждения позволяет увеличить дозу ила. Доза ила в МБР колеблется от 8 до 30 г/л (в обычном аэротенке - до 3 г/л). Оптимальной считается концентрация 8-15 г/л. Высокие дозы ила позволяют достичь большой окисляющей мощности, что позволяет очищать более концентрированные сточные воды. Концентрация сточной воды по ХПК, подающейся в МБР, может достигать 5-7 г/л.

4. Концентрация активного ила в МБР ограничена условиями образования засоряющего слоя на поверхности мембран, а также возможностью эффективно снабжать активный ил кислородом.

5. Большая окисляющая способность позволяет сократить срок пребывания сточной воды в сооружении, что приводит к сокращению площади, занимаемой сооружением, в 2-4 раза по сравнению с системой «аэротенк – вторичный отстойник».

6. Высокие дозы активного ила позволяют снизить нагрузку на активный ил (кг загр. вещества/ кг акт. ила в единицу времени), что позволяет достичь высокой степени очистки сточной воды от трудноокисляемых веществ.

7. Низкие нагрузки на активный ил в МБР создают резерв окисляющей способности и повышают устойчивость биоценоза активного ила в отношении колебания состава сточных вод, пиковых нагрузок.

8. Вследствие развития медленно растущих микроорганизмов, прирост (продукция) активного ила значительно ниже, чем в традиционных аэротенках, где преобладает молодой ил. Это позволяет сократить объемы отгружаемого активного ила, и, следовательно, снизить стоимость процесса обезвоживания.

9. При высокой концентрации активного ила и большой вязкости смеси в мембранном резервуаре, фактическая влажность активного ила в МБР составляет 98,5 - 99%. Такая влажность позволяет направлять ил на обезвоживание непосредственно из резервуара.

10. Высокомолекулярные соединения, такие как протеины, которые с трудом разлагаются в традиционных аэротенках, задерживаются мембранами, при этом увеличивается их время пребывания в МБР и повышается эффективность

окисления этих веществ. В конце концов, неокисляемые соединения сбрасываются с избыточным активным илом, а не очищенной водой.

11. Процесс эксплуатации МБР может быть практически полностью автоматизирован.

12. В процессе фильтрации на поверхности мембраны образуется грязевой слой, состоящий из активной биомассы, макромолекулярных соединений, клеточных фрагментов. В результате на поверхности формируется дополнительный фильтрующий слой с эффективным размером пор, в несколько раз меньшим, чем размер пор самой мембраны. Грязевой слой участвует в биосорбции инертных, легкоокисляемых и трудноокисляемых соединений. Активная биомасса грязевого слоя осуществляет разложение органических соединений. Вклад вышеуказанных процессов в общую эффективность удаления органических соединений, форм азота составляет до 20%, для инертных соединений - более 50%.

13. Значительная часть загрязнителей в системах биологической очистки окисляется ферментами, выделяемыми в среду микроорганизмами активного ила (внеклеточные ферменты). Данные макромолекулы не оседают во вторичном отстойнике, а удаляются с осветленной водой. Микро- и ультрафильтрационные мембраны обладают достаточно малым размером пор, чтобы задержать внеклеточные ферменты в биореакторе, что приводит к повышению окислительной мощности сооружения.

14. Вследствие того, что поры мембран имеют меньший размер, чем размеры клеток микроорганизмов, в МБР происходит частичное обеззараживание воды. Эффективность удаления бактерий составляет 99,999%, вирусов - 99,9%. Вода после МБР может быть сразу направлена на повторное использование для не питьевых целей. В случае необходимости дополнительного обеззараживания, дозы хлора, его производных или озона могут быть существенно снижены.

15. Недостатки МБР в основном связаны с засорением мембран в процессе работы. Концентрационная поляризация и механизмы засорения мембран могут привести к увеличению частоты регенерации мембран, во время которой фильтрация прекращается и требуются чистая вода и реагенты.

## 2.4. Технология **Biototal** для очистки сточных вод

В основу технологии **Biototal** была заложена концепция, предполагающая очистку сточных вод и утилизацию продуктов очистки до состояния продуктов потребления: технической воды и минерального удобрения. Хорошо очищенные сточные воды частично решают проблему водоснабжения, так как их можно использовать в технических целях; плохо очищенные сточные воды требуют решения вопроса водоотведения и, в конечном итоге, загрязняют окружающую среду. Удаленный из системы стабилизированный и обезвоженный избыточный активный ил является хорошим минеральным удобрением. Это особенно важно для малых объектов. Учитывая особую специфику очистки малых количеств сточных вод в условиях высокой неравномерности гидравлических и органических нагрузок, изменения состава и свойств поступающих сточных вод, инженерные решения при разработке установки **Biototal** были направлены, прежде всего, на обеспечение высокого качества очищенной воды, устойчивой работы при незначительных капиталовложениях и энергозатратах. В установке **Biototal** реализован ряд новых, защищенных патентами технических решений, позволивших комплексно решить традиционные проблемы малых очистных установок [112].

Установка **Biototal** (рис. 2.17) представляет собой три последовательно соединенных между собой реактора последовательно-периодического действия.

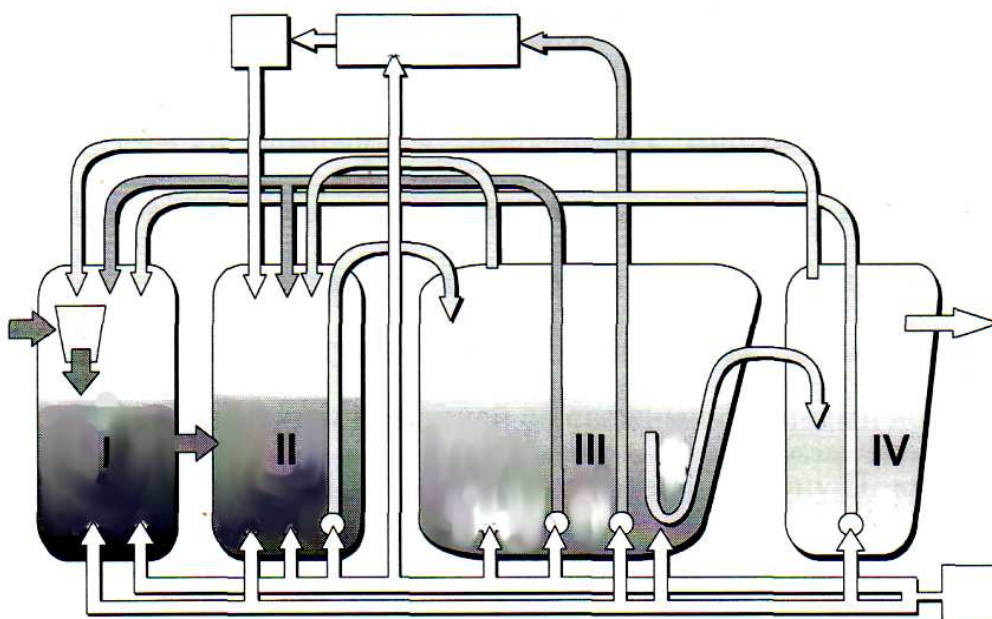


Рис. 2.17 - Технологическая схема очистки сточных вод на установке **Biototal**

Обрабатываемые сточные воды последовательно перетекают от первого до третьего реактора, в каждом из них проходит определенный цикл биологической очистки, сточные воды подвергаются в каждом реакторе многократно повторяющимся процессам аэрации и перемешивания. **Biotal** представляет собой как бы три последовательно соединенных реактора биологической очистки сточных вод, причем последний реактор периодически переходит в режим отстаивания с последующей откачкой очищенных сточных вод в третичный отстойник или самопромывающийся фильтр доочистки.

Установка **Biotal** включает в себя несколько зон обработки сточных вод: ГРУ-бой очистки (задержание грубых нечистот и биологическая предочистка) - реактор первой ступени I; биологической очистки – реактор второй ступени II; биологической доочистки - реактор третьей ступени III и третичного отстаивания IV.

Сточные воды поступают в специальную камеру, где происходит задержание грубых нечистот. Вода после этого стекает в зону I, куда также подаются эрлифтом часть возвратного активного ила из зоны III, осадок из зоны IV эрлифтом и самотеком пена, отдуваемая при откачке очищенных сточных вод эрлифтом. В зоне I сточные воды частично биологически очищаются, подвергаясь многократным циклически повторяющимся аэрации и перемешиванию при дефиците кислорода воздуха, благодаря чему здесь также происходит процесс денитрификации при наличии нитритов и нитратов, поступивших с возвратным активным илом, и легкоокисляемой органики, поступившей со свежими сточными водами. Смесь, прошедшая обработку в зоне I, перетекает самотеком в зону II, куда эрлифтом подается другая часть возвратного активного ила, что позволяет оградить эту часть ила от негативного воздействия поступающих в установку токсических веществ. В зоне II при перекачке иловой смеси в зону III эрлифтом также отдувается пена.

В зоне II аналогично с зоной I иловая смесь подвергается многократной циклически повторяющейся аэрации и перемешиванию. Поскольку в зоне I удаляется более 50% органики, - в зоне II начинается процесс нитрификации. В зону II, как и в зону I, с возвратным активным поступают нитриты и нитраты, поэтому здесь параллельно проходят два процесса: нитрификация и денитрификация. По мере окисления органики процесс нитрификации начинает доминировать. Частично очищенная смесь из зоны II перекачивается эрлифтом в зону III, при этом происходит отдувка газов, образовавшихся в процессе очистки в зонах I и II, а также частичное насыщение иловой смеси кислородом воздуха. Ввиду низкого содержания органических веществ в зоне III, здесь в основном

проходит окисление трудноокисляемой органики и нитрификация. Процесс очистки ведется так, чтобы окисление аммонийного азота происходило преимущественно до нитритов (редокс потенциал - до 100), что позволяет провести более быстро и эффективно денитрификацию. В зоне III аналогично процессам в зонах I и II иловая смесь подвергается многократно повторяющимся аэрации и перемешиванию, кроме этого, здесь происходит отстаивание с последующей откачкой очищенных сточных вод эрлифтом в третичный отстойник IV. Эрлифт отдувает также и пену в зону III. Одновременно с откачкой эрлифтом очищенных сточных вод в третичный отстойник, эрлифт откачивает иловый осадок в зону I. Окончательно очищенные сточные воды самотеком отводятся с установки.

В установке осуществляются пять фаз при обработке сточных вод: перемешивание с дефицитом кислорода воздуха, аэрация иловой смеси, отстаивание, откачка очищенных сточных вод и откачка избыточного активного ила.

Фаза перемешивания осуществляется во всех трех реакторах путем периодического кратковременного (чтобы содержание кислорода в иловой смеси не превышало 0,5 мл/л) включения аэраторов. В период кратковременного включения аэраторов происходит рециркуляция иловой смеси между всеми тремя реакторами. Период включения и период покоя устанавливается при наладке автоматики.

Фаза аэрации происходит во всех трех реакторах с одновременной рециркуляцией иловой смеси между ними. В предыдущих циклах управляемый эрлифт понизил уровень в реакторе I и II, создав этим первый и второй аккумулярующие объемы. В эти объемы собираются вновь поступающие на установку сточные воды в период прохождения в установке фаз перемешивания, аэрации, откачки очищенных сточных вод и избыточного активного ила. В свою очередь управляемый эрлифт в фазе откачки очищенных сточных вод понижает уровень воды в третьем реакторе, образуя этим третий аккумулярующий объем. Все три указанные аккумулярующие объемы собирают вновь поступающие сточные воды при прохождении установкой фаз перемешивания и аэрации. Благодаря этим аккумулярующим объемам смесь не попадает в третичный отстойник до тех пор, пока не пройдет отстаивание в третьем реакторе, после чего очищенные сточные воды перекачиваются эрлифтом (в фазе откачки очищенных сточных вод) в третичный отстойник.

Фаза отстаивания: все элементы выключены. Третий реактор переходит в режим работы вторичного отстойника, а вновь поступающие воды собираются в аккумулярующих объемах первого и второго реакторов.

Фаза откачки очищенных сточных вод, при которой происходит откачивание очищенных сточных вод эрлифтом из третьего реактора в третичный отстойник IV, при этом идет аэрация в первом и втором реакторах.

Фаза откачки избыточного активного ила совмещена с началом фазы откачки очищенных сточных вод, но короче по продолжительности. Откачивание избыточного активного ила происходит в фильтровальные мешки, при этом иловая вода стекает во второй реактор или в иловую емкость, в этом случае иловая вода перетекает в приемную камеру.

Таким образом, при разработке технологии Biotal учтены достоинства двух способов обработки сточных вод: континуального и дисконтинуального. Установка, состоящая из трех последовательно соединенных между собой реакторов и отстойника, работает в условиях активной аэрации, перетекания и рециркуляции многокомпонентного субстрата и активного ила. Производительность установки - от 1 до 20 м<sup>3</sup>/сутки. Назначение: для очистки хозяйственно-бытовых сточных вод, а также сточных вод автозаправочных станций.

Установлено, что малогабаритные установки на основании технологии Biotal позволяют обеспечить надежную и эффективную работу в условиях комплексной биологической очистки малых объемов сточных вод [111, 112].

### **Выводы**

1. Для очистки сточных вод от биогенных элементов используются: физико-химические методы, биологические методы, а также комбинированные методы.
2. Удаление фосфора химическими и физико-химическими способами в настоящее время ограничено. Эти методы имеют ряд недостатков: высокая стоимость реагентов, необходимых для применения этих методов; вторичные загрязнения, образующиеся после применения коагулянта.
3. Биологические методы удаления биогенных элементов из сточных вод по сравнению с физико-химическими методами являются экологически чистыми и более дешевыми, так как исключают применение реагентов.
4. Сочетание биологических процессов очистки и химического осаждения позволяет добиться более высокого качества очищаемой воды, чем при применении одного из них.
5. Анализ опубликованных данных позволил выделить три основные группы способов очистки фильтрата полигонов ТБО:



- биологическая очистка фильтрата на полигонах из отсортированных отходов;
  - физико–химическая многоступенчатая очистка;
  - сброс в канализацию не более 5% фильтрата для последующей совместной очистки его с хозяйственно-бытовыми стоками.
6. Технология очистки фильтрата должна обеспечивать:
- разрушение токсичных соединений концентрированных сточных вод полигонов ТБО, в том числе и соединений, образующихся в результате жизнедеятельности полигона на различных этапах его эксплуатации;
  - экстрагирование неподвергающихся очистке токсичных соединений в безопасную форму и вторичное использование на полигоне;
  - доведение качества очищенного фильтрата до допустимого к сбросу или вторичного использования на полигоне.
7. Технологические схемы очистки фильтрата основываются на применении преимущественно методов биохимической деструкции органических веществ в сочетании с физико-химическими процессами: коагуляции-флотации, жидкофазного окисления, фильтрации, ультрафильтрации, адсорбции, обратного осмоса, концентрированного выпаривания в различных комбинациях.
8. Эффективным аппаратным оформлением процессов ультрафильтрации и микрофильтрации при очистке сточных вод являются мембранные биореакторы.
9. Недостатки МБР в основном связаны с засорением мембран в процессе работы. Концентрационная поляризация и механизмы засорения мембран могут привести к увеличению частоты регенерации мембран, во время которой фильтрация прекращается и требуются чистая вода и реагенты.
10. Рассмотрена возможность применения технологии Biotal для очистки сточных вод, предполагающая очистку и утилизацию продуктов очистки до состояния продуктов потребления: технической воды и минерального удобрения.
11. Установлено, что малогабаритные установки на основании технологии Biotal позволяют обеспечить надежную и эффективную работу в условиях комплексной биологической очистки малых объемов сточных вод.

### **3. ОСОБЕННОСТИ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ АКТИВИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ РЕАГЕНТОВ**

#### **3.1. Дефосфатизация бытовых сточных вод**

##### **3.1.1. Физико-химические основы гетерофазной системы контактных осветлителей**

Для удаления фосфатов в технологической схеме принят контактный осветлитель. В процессе контактной коагуляции происходит образование трудно-растворимых соединений солей ортофосфорной кислоты, которые удаляются из воды вместе с осадком при промывке контактных осветлителей.

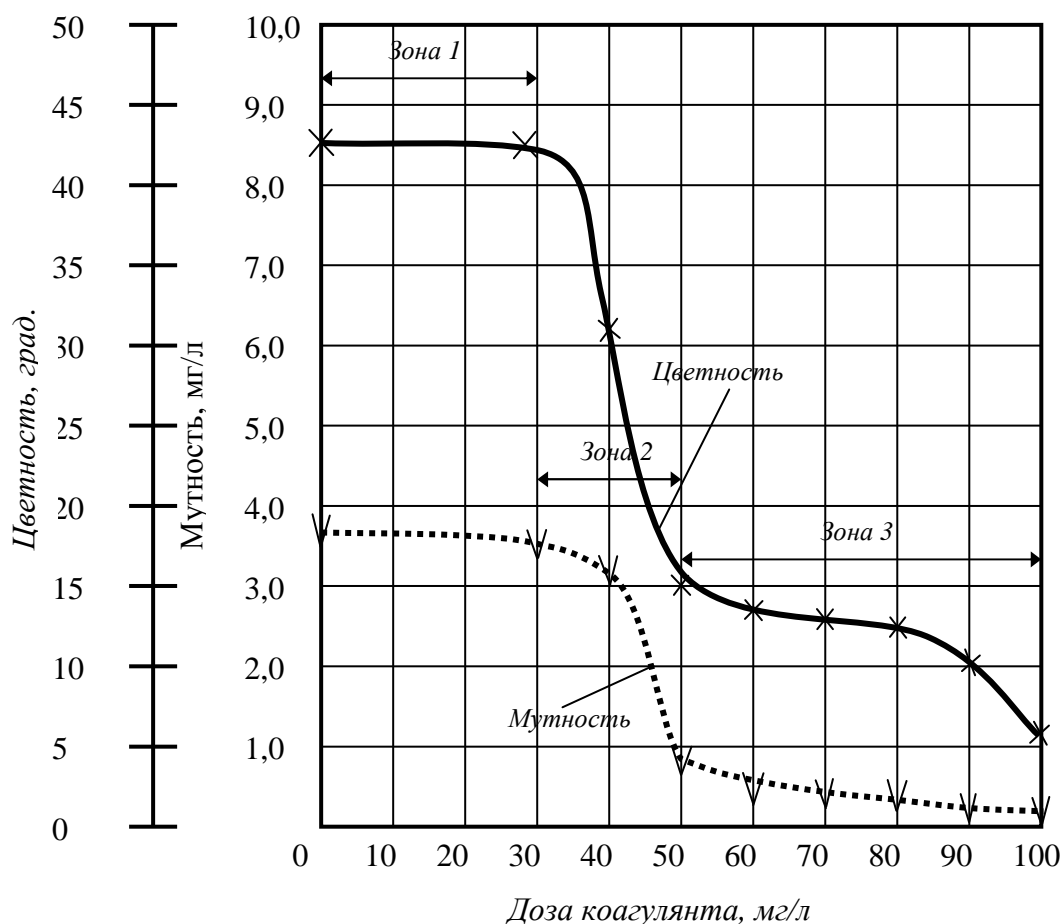
При коагуляции в зернистом слое мельчайшие коллоидные и взвешенные частицы, проникающие в толщу слоя с потоком фильтруемой жидкости, сближаются с поверхностью зерен загрузки и под действием молекулярных сил прилипают к ним и к ранее прилипшим частицам, образуя вокруг каждого зерна скопления геля с характерной сетчатой структурой [53, 94].

Образование геля связано с выделением твердых частиц из жидкости и их закреплением на зернах фильтрующего слоя под действием молекулярных сил прилипания.

На эффективность процесса контактной коагуляции влияют такие факторы, как доза коагулянта, щелочность воды, pH и др.

В настоящее время накоплен большой экспериментальный опыт, характеризующий зависимость эффекта контактной коагуляции от дозы коагулянта [53, 107]. Данные, полученные для различных по качеству вод, показывают общий характер наблюдаемой закономерности: при малых дозах коагулянта изменение дозы не оказывает существенного влияния на качество фильтрата (рис. 3.1). Но после определенного значения дозы ее влияние сильно сказывается и качество фильтрата резко улучшается. Дальнейшее увеличение дозы вновь мало сказывается на эффекте очистки.

Первый этап характеризуется сохранением устойчивости загрязняющих воду частиц при малых дозах коагулянта. К поверхности зерен фильтрующей загрузки прилипают лишь те частицы, которые по своим природным свойствам способны к прилипанию и без добавления коагулянта.



**Рис. 3.1** – Кривые контактной коагуляции

Вторая зона характеризуется быстрым уменьшением степени устойчивости частиц; их способность к прилипанию резко увеличивается с увеличением дозы коагулянта. Степень устойчивости частиц у правой границы второй зоны уже настолько незначительна, что контактная коагуляция практически идет до конца.

В третьей зоне происходит дальнейшее увеличение интенсивности прилипания частиц, которое, однако, не оказывает существенного влияния на величину мутности или цветности фильтрата.

Величина отдельных зон при проведении процесса контактной коагуляции, прежде всего, зависит от характера суспензии, от природы и свойств частиц, содержащихся в воде. В некоторых случаях величина первой зоны очень мала. Это свидетельствует об относительно малой устойчивости частиц; их астабилизация начинается при минимальных дозах коагулянта. Такой малой устойчивостью обладают, например, суспензии каолина и вообще минеральные взвеси природных вод, не защищенные органическими коллоидами.

Важно при этом отметить, что значения характерных доз коагулянта, отвечающих границам зон контактной коагуляции, оказываются одинаковыми при проведении опыта со слоями различной толщины и крупности зерен. Не оказывает заметного влияния на эти значения и скорость фильтрования [53].

Причина заключается в том, что устойчивость взвешенных и коллоидных частиц в отношении их прилипания к поверхности зависит, прежде всего, от дозы вводимого коагулянта. Поэтому резкое изменение способности частиц к прилипанию, наблюдаемое при определенных значениях доз коагулянта, должно обнаружиться при контакте с любой поверхностью, на которой может происходить контактная коагуляция.

Исследования вод [53, 49] показывают, что при дозах коагулянта, лежащих в интервале резкого изменения устойчивости частиц в отношении их прилипания к поверхности, хлопьеобразование и осаждение в объеме не наблюдаются. Необходимые для этого дозы всегда находятся в третьей зоне процесса контактной коагуляции и по величине обычно больше доз, при которых наступает практически полная астабилизация в отношении прилипания к поверхности.

Потеря устойчивости частиц в отношении их прилипания к поверхности – условие, необходимое и достаточное для быстрого завершения контактной коагуляции. Но это условие еще не предопределяет быструю коагуляцию и хлопьеобразование в свободном объеме воды. Частичная астабилизация при дозах коагулянта, лежащих во второй зоне протекания процесса контактной коагуляции, дает снижение концентрации вследствие контактной коагуляции тем более заметное, чем выше доза, но она не приводит к хлопьеобразованию и осаждению в объеме.

Также известным фактором, влияющим на процесс коагуляции, является реакция гидролиза коагулянта. В результате этой реакции в воде образуется коллоидальная гидроокись металла, играющая основную роль во всем дальнейшем ходе процесса хлопьеобразования и осаждения.

В условиях большинства станций очистки сточных вод рН обрабатываемой воды колеблется в пределах 6,5 – 8,0. При таких значениях рН образующаяся в результате реакции гидролиза коллоидальная гидроокись не обладает агрегативной

устойчивостью. Электрокинетический потенциал частиц близок к нулю. Гидратная оболочка имеет минимальную толщину, а в отдельных местах поверхности частиц – этой оболочки совсем нет.

Агрегативно неустойчивая коллоидальная гидроокись быстро коагулирует, причем частицы слипаются одна с другой участками поверхности, не защищенной стабилизатором, образуя хлопья характерной сетчатой структуры. Одновременно происходит сложный процесс сорбционного взаимодействия коагулирующей гидроокиси с частицами, присутствующими в сточной воде. При этом гидроокись может играть одновременно и роль сорбента, и роль сорбтива.

Важнейшим условием полноты протекания гидролиза является наличие в воде резерва щелочности, эквивалентного вводимой дозе коагулянта. При недостаточной щелочности сточной воды ее приходится подщелачивать искусственно. Это усложняет эксплуатацию и увеличивает стоимость очистки воды.

Но при проведении контактной коагуляции щелочность уже не будет иметь такого влияния на процесс. Предполагается, что образование коллоидной гидроокиси не является обязательным условием контактной коагуляции. Астабилизация загрязняющих частиц, обладающих амфотерными свойствами (гумусовые частицы), может быть достигнута в присутствии диссоциированной соли алюминия или железа за счет обменной адсорбции катионов. В результате такой адсорбции эти частицы переходят в изоэлектрическое состояние, при котором их агрегативная устойчивость становится минимальной [114].

Обменная адсорбция катионов в воде при введении в нее коагулянта происходит и при наличии эквивалентного щелочного резерва одновременно и параллельно с реакцией гидролиза. Однако с уменьшением щелочного резерва роль обменной адсорбции возрастает и при полном отсутствии щелочного резерва, когда гидроокись не образуется, она является единственной причиной астабилизации частиц.

При малой концентрации частиц такая астабилизация недостаточна для коагуляции и осаждения в объеме, но совершенно достаточна для контактной коагуляции.

Таким образом, контактная коагуляция может протекать при полном отсутствии в воде щелочного резерва.

Астабилизация амфотерных частиц, диспергированных в воде, может быть достигнута не только обменной адсорбцией катионов, но и изменением pH среды.

С изменением pH резко изменяется интенсивность контактной коагуляции, причем при определенных значениях pH наблюдается наибольшая ее интенсивность. Эти значения pH соответствуют максимальной астабилизации частиц в отношении их прилипания к поверхности песка и весьма близки к pH изоэлектрической точки соответствующих амфолитов.

При осуществлении контактной коагуляции в присутствии коагулянта всегда имеется некоторый промежуток времени от момента введения коагулянта в обрабатываемую воду до момента поступления воды в зернистый слой, т.е. до начала процесса контактной коагуляции. Если вводимая доза коагулянта достаточно велика и в воде имеется достаточный резерв щелочности, то в течение указанного промежутка времени может начаться процесс коагуляции в объеме. В результате к моменту поступления воды в зернистый слой в ней будут находиться укрупненные агрегаты загрязняющих частиц и гидроокиси коагулянта. Результаты, проведенных исследований свидетельствуют о том, что предварительная агрегация частиц оказывает отрицательное влияние на процесс контактной коагуляции, заметно сокращая время защитного действия зернистого слоя. Поэтому для улучшения процесса контактной коагуляции при дефосфатизации сточных вод необходимо максимально сокращать время от момента введения коагулянта в обрабатываемую воду до поступления ее в зернистый слой.

### **3.1.2. Влияние параметров активации коагулянта на эффективность дефосфатизации сточных вод**

При использовании химических методов обработки сточных вод ионы коагулянта взаимодействуют с растворимыми солями ортофосфорной кислоты, вследствие чего происходит образование мелкодисперсного коллоидного осадка фосфата. В то же время химический реагент реагирует со щелочами, содержащимися в воде, образуя осадок из крупных хлопьев. Этот осадок вызывает коагуляцию

мелкодисперсного коллоидного осадка фосфата и взвешенных веществ, а также адсорбирует некоторую часть органических соединений, содержащих фосфор.

Эффективность очистки сточных вод от взвешенных веществ, а, соответственно, от соединений фосфора, при использовании активированного раствора коагулянта зависит в значительной степени от параметров активации раствора коагулянта: напряженности магнитного поля и содержания анодно-растворенного железа в растворе коагулянта [62, 63]. Определение оптимальных значений этих факторов выполнено на биологически очищенной сточной воде КБО «Диканевский», г. Харьков, в 2008 г. [63, 117, 121]. Качественные характеристики исследуемой воды приведены в табл. 3.1.

Изучение влияния параметров активации растворов реагентов на эффективность удаления соединений фосфора из бытовых сточных вод было проведено с использованием растворов сульфата алюминия и хлорида железа (III).

**Таблица 3.1** – Качественные характеристики исследуемой воды

Показатели	Биологически очищенные сточные воды КБО «Диканевский» (г. Харьков)
Температура, °С	14,5 – 19,0
Содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	10,0 – 14,2
БПК <sub>5</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	8,6 – 11,4
Фосфаты, мг/дм <sup>3</sup>	8,02 – 8,96

Дозы реагентов находились в пределах 25-100 мг/дм<sup>3</sup>. Параметры активации растворов коагулянтов:

- раствор сульфата алюминия – напряженность магнитного поля не превышала 1250 кА/м, содержание анодно-растворенного железа в растворе коагулянта не превышало 23,3 мг/дм<sup>3</sup>. Доза реагента сульфата алюминия – 50 мг/ дм<sup>3</sup>;
- раствор хлорида железа (III) – напряженность магнитного поля не превышала 1150 кА/м, содержание анодно-растворенного железа в растворе коагулянта не превышало 28,8 мг/дм<sup>3</sup>. Доза реагента хлорида железа (III) – 75 мг/ дм<sup>3</sup> [8, 30, 43, 44, 45, 61].

Оптимальные дозы реагентов были определены в соответствии с правилами технологического анализа воды.

*Активированный раствор сульфата алюминия*

При изучении влияния активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на процесс удаления соединений фосфора из биологически очищенных сточных вод параметры активации находились в таких пределах: напряженность магнитного поля – 175-1250 кА/м, содержание анодно–растворенного железа в растворе коагулянта – 10,5-23,3 мг/дм<sup>3</sup>.

Результаты исследований приведены в табл. 3.2 и на рис. 3.2. Установлено, что имеются оптимальные параметры активации раствора коагулянта сульфата алюминия, при которых эффективность дефосфатизации сточных вод достигает наибольших значений.

**Таблица 3.2** - Влияние параметров активации раствора коагулянта сульфата алюминия на эффективность удаления фосфатов из биологически очищенных сточных вод

Параметры активации		Содержание фосфатов, мг/дм <sup>3</sup>		Изменение содержания фосфатов, %	Величина доверительного интервала, а (γ = 0,95, n = 4)
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно–растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Среднее значение	Результаты отдельных определений		
1	2	3	4	5	6
0	0	1,50	1,51 1,48 1,49 1,52	0	1,48 < а < 1,52
825	10,5	1,33	1,32 1,34 1,35 1,31	11,33	1,31 < а < 1,35
	12,5	1,15	1,17 1,14 1,13 1,16	23,33	1,13 < а < 1,17
	14,2	0,90	0,88 0,91 0,89 0,92	40,0	0,88 < а < 0,92
	15,5	0,75	0,78 0,74 0,73 0,75	50,0	0,73 < а < 0,78
	19,5	0,62	0,62 0,63 0,64 0,59	58,67	0,59 < а < 0,64

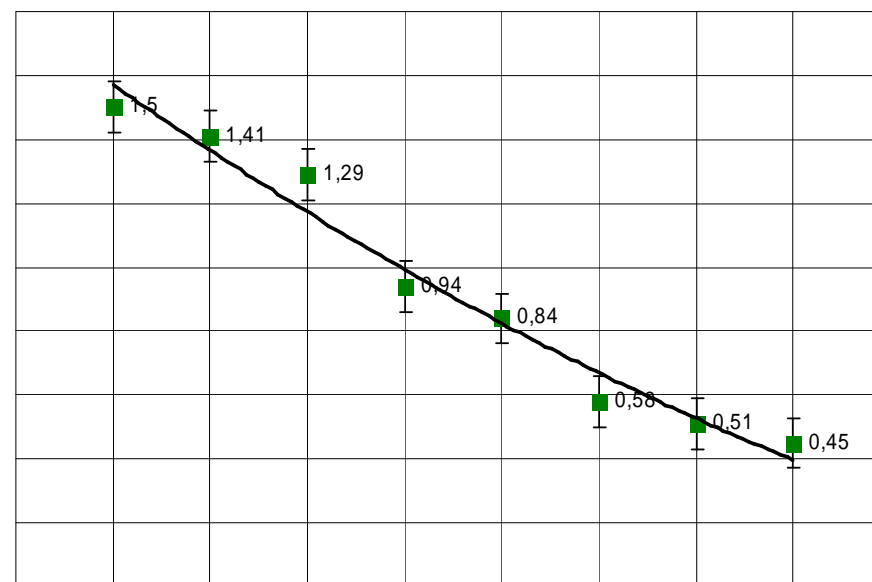
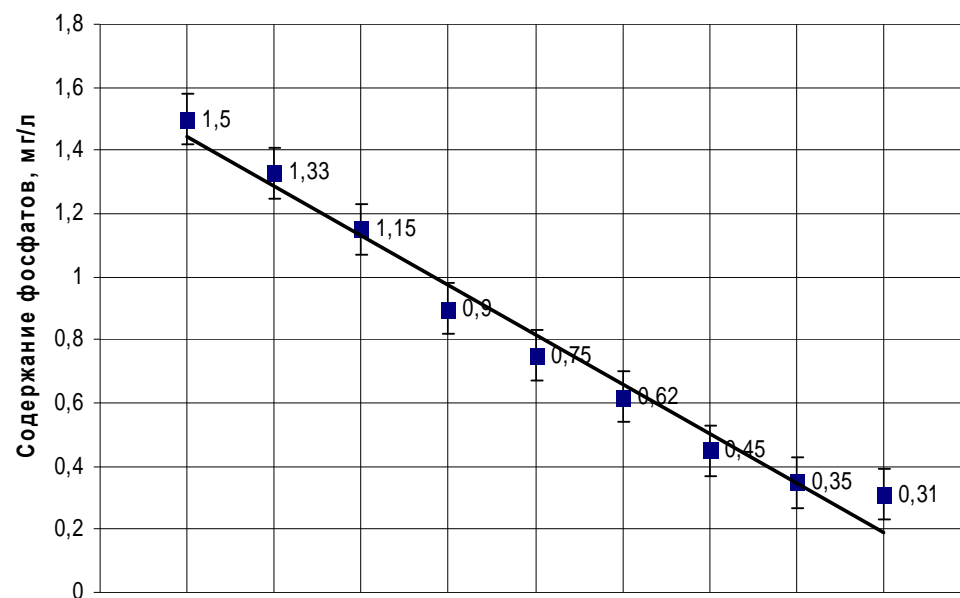


Продолжение табл. 3.2

1	2	3	4	5	6
	20,1	0,45	0,44 0,47 0,45 0,44	70,0	$0,44 < a < 0,47$
	21,5	0,35	0,35 0,36 0,34 0,33	76,67	$0,33 < a < 0,36$
175	21,5	1,41	1,42 1,40 1,39 1,43	6,0	$1,39 < a < 1,43$
250		1,29	1,30 1,27 1,31 1,28	14,0	$1,27 < a < 1,31$
425		0,94	0,95 0,92 0,96 0,93	37,33	$0,92 < a < 0,96$
650		0,84	0,86 0,85 0,83 0,82	44,0	$0,82 < a < 0,86$
850		0,58	0,60 0,57 0,59 0,56	61,33	$0,56 < a < 0,60$
1050		0,51	0,49 0,50 0,51 0,54	66,0	$0,49 < a < 0,54$
1250		0,45	0,43 0,47 0,46 0,44	70,0	$0,43 < a < 0,47$

Примечание:

1. Доза коагулянта сульфата алюминия – 50 мг/дм<sup>3</sup>;
2. Скорость фильтрования – 5,0-5,5 м/ч.



Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	0	10,5	12,5	14,2	15,5	19,5	20,1	21,5	23,3		0	21,5						
Напряженность магнитного поля, кА/м	0	825									0	175	250	425	650	850	1050	1250

**Рис. 3.2** – Влияние параметров активации раствора коагулянта сульфата алюминия на эффективность удаления фосфатов из биологически очищенных сточных вод

Так, при напряженности магнитного поля 825 кА/м и содержании анодно–растворенного железа 19,5-21,5 мг/дм<sup>3</sup> содержание фосфатов в сточных водах составляет 0,35-0,62 мг/дм<sup>3</sup>, а при содержании анодно–растворенного железа 21,5 мг/дм<sup>3</sup> и напряженности магнитного поля 850-1050 кА/м содержание фосфатов в осветленной воде – 0,51-0,58 мг/дм<sup>3</sup> и т.д.

Следует отметить, что и при других параметрах активации эффективность удаления фосфатов является достаточно высокой по сравнению с обработкой сточных вод обычным раствором коагулянта.

Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на оптическую плотность коагулируемой взвеси приведено в табл. 3.3, опытные данные которой показывают, что при оптимальных параметрах активации раствора коагулянта оптическая плотность водно–дисперсной среды меньше, чем при других параметрах активации.

**Таблица 3.3.** – Влияние активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на оптическую плотность коагулируемой взвеси

Параметры активации		Оптическая плотность (Д) коагулируемой взвеси для гидравлической крупности 0,2 мм/с и менее	
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно–растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Обычный коагулянт	Активированный коагулянт
1	2	3	4
175	12,5	0,188	0,163
	19,5	0,136	0,115
	23,3	0,181	0,152
425	12,5	0,230	0,196
	19,5	0,124	0,104
	23,3	0,071	0,059
650	12,5	0,071	0,060
	19,5	0,084	0,069
	23,3	0,120	0,097
825	12,5	0,163	0,136
	19,5	0,076	0,060
	23,3	0,059	0,046
1050	12,5	0,179	0,148
	19,5	0,063	0,051
	23,3	0,071	0,055

При этом с увеличением содержания анодно–растворенного железа оптическая плотность коагулируемой взвеси повышается во всем диапазоне исследуемых напряженностей магнитного поля. Лучшие результаты получены при напряженности магнитного поля 825 кА/м и содержании анодно–растворенного железа 12,5-23,3 мг/дм<sup>3</sup>.

Таким образом, на эффективность удаления фосфатов из биологически очищенных сточных вод оказывают влияние напряженность магнитного поля и количество анодно–растворенного железа в растворе коагулянта.

### *Активированный раствор коагулянта хлорида железа (III)*

При изучении влияния активированного раствора коагулянта хлорида железа (III) на процесс удаления соединений фосфора из биологически очищенных сточных вод параметры активации находились в таких пределах: напряженность магнитного поля - 150-1150 кА/м, содержание анодно–растворенного железа в растворе коагулянта - 12,2-34,8 мг/дм<sup>3</sup>.

Результаты выполненных исследований приведены в табл. 3.4 и на рис. 3.3.

Установлено, что имеются оптимальные параметры активации раствора коагулянта хлорида железа (III), при которых эффективность дефосфатизации сточных вод достигает наибольших значений. Так, при напряженности магнитного поля 650 кА/м и содержании анодно–растворенного железа 29,6-34,8 мг/дм<sup>3</sup> содержание фосфатов в сточных водах составляет 0,40-0,52 мг/дм<sup>3</sup>, а при содержании анодно–растворенного железа 28,8 мг/дм<sup>3</sup> и напряженности магнитного поля 950-1150 кА/м содержание фосфатов в осветленной воде - 0,35-0,46 мг/дм<sup>3</sup> и т.д.

Следует отметить, что и при других параметрах активации раствора хлорида железа (III) эффективность удаления фосфатов является достаточно высокой по сравнению с обработкой сточных вод обычным раствором коагулянта.

Влияние активированного раствора коагулянта хлорида железа (III) на оптическую плотность коагулируемой взвеси приведено в табл. 3.5, опытные данные которой показывают, что при оптимальных параметрах активации раствора коагулянта хлорида железа (III) оптическая плотность водно–дисперсной среды меньше, чем при других параметрах активации.

**Таблица 3.4** – Влияние параметров активации раствора коагулянта хлорида железа (III) на эффективность удаления фосфатов из биологически очищенных сточных вод

Параметры активации		Содержание фосфатов, мг/дм <sup>3</sup>		Изменение содержания фосфатов, %	Величина доверительного интервала, а (γ = 0,95, n = 4)
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Среднее значение	Результаты отдельных определений		
1	2	3	4	5	6
0	0	2,56	2,57 2,58 2,55 2,54	0	2,54 < а < 2,58
650	12,2	2,22	2,21 2,20 2,23 2,24	13,21	2,20 < а < 2,24
	14,1	1,93	1,93 1,94 1,93 1,92	25,44	1,92 < а < 1,94
	18,6	1,69	1,70 1,71 1,68 1,67	33,82	1,67 < а < 1,71
	22,3	1,04	1,03 1,02 1,05 1,06	59,31	1,02 < а < 1,06
	29,6	0,52	0,55 0,51 0,52 0,50	79,85	0,50 < а < 0,55
	34,8	0,40	0,41 0,39 0,38 0,42	84,33	0,38 < а < 0,42
150	28,8	2,34	2,36 2,33 2,32 2,35	8,62	2,32 < а < 2,36
275		2,16	2,14 2,17 2,18 2,15	15,72	2,14 < а < 2,18

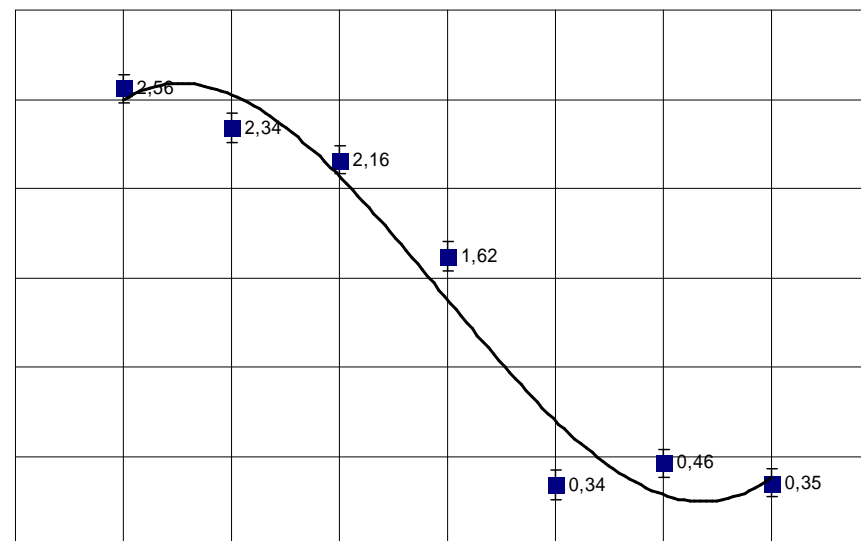
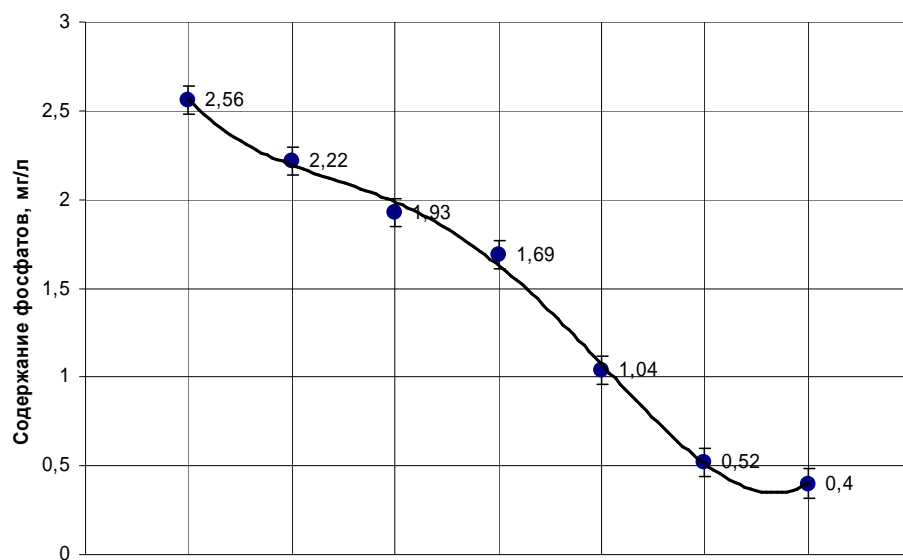
Продолжение табл. 3.4

1	2	3	4	5	6
450	28,8	1,62	1,63 1,61 1,60 1,64	36,80	$1,60 < a < 1,64$
725		0,34	0,35 0,33 0,32 0,36	86,35	$0,32 < a < 0,36$
950		0,46	0,47 0,48 0,44 0,45	82,20	$0,44 < a < 0,48$
1150		0,35	0,37 0,35 0,36 0,32	86,50	$0,32 < a < 0,37$

Примечание: 1. Доза коагулянта хлорида железа – 75 мг/дм<sup>3</sup>; 2. Скорость фильтрования – 5,0-5,5 м/ч.

**Таблица 3.5** – Влияние активированного раствора хлорида железа (III) на оптическую плотность коагулируемой взвеси

Параметры активации		Оптическая плотность (Д) коагулируемой взвеси для гидравлической крупности 0,2 мм/с и менее	
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно– растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Обычный коагулянт	Активированный коагулянт
1	2	3	4
125	12,2	0,361	0,256
	18,6	0,229	0,201
	28,8	0,149	0,122
450	12,2	0,206	0,183
	18,6	0,137	0,122
	28,8	0,079	0,061
725	12,2	0,261	0,212
	18,6	0,164	0,149
	28,8	0,123	0,112
950	12,2	0,188	0,173
	18,6	0,105	0,088
	28,8	0,062	0,051
1150	12,2	0,180	0,165
	18,6	0,103	0,092
	28,8	0,061	0,047



Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм³	0	12,2	14,1	18,6	22,3	29,6	34,8		0	28,8					
Напряженность магнитного поля, кА/м	0	650							0	120	275	450	725	950	1150

**Рис. 3.3** – Влияние параметров активации раствора коагулянта хлорида железа (III) на эффективность удаления фосфатов из биологически очищенных сточных вод

Следует отметить, что с увеличением содержания анодно–растворенного железа оптическая плотность коагулируемой взвеси повышается во всем диапазоне исследуемых напряженностей магнитного поля так же, как и при обработке сточных вод активированным раствором сульфата алюминия. Лучшие результаты получены при напряженности магнитного поля 725 кА/м и содержании анодно–растворенного железа 12,2-28,8 мг/дм<sup>3</sup>.

Таким образом, на эффективность удаления фосфатов из биологически очищенных сточных вод оказывает влияние напряженность магнитного поля и количество анодно–растворенного железа в растворе коагулянта [30, 40, 41, 48, 116].

*Влияние температуры сточных вод на эффективность удаления фосфатов.* В соответствии с принятой технологической схемой доочистки сточных вод (рис. 2.3) биологически очищенные сточные воды направляются на контактные осветлители. Согласно Д.М. Минцу [65], при добавлении коагулянта коагуляция в зернистой загрузке протекает очень полно и быстро при таких дозах, которые часто оказываются недостаточными для коагуляции в объеме, температура воды не оказывает заметного влияния на коагуляцию в зернистой загрузке, хотя имеет очень большое значение для обычной коагуляции.

Нами изучено влияние температуры осветляемых сточных вод на процесс дефосфатизации. Исследуемый диапазон температур был принят в пределах колебания температуры сточных вод на Диканевских очистных сооружениях г. Харькова по временам года - 13,6-23,5 °С. Режимы активации коагулянтов сульфата алюминия и хлорида железа (III) были приняты оптимальными:

- раствор сульфата алюминия: напряженность магнитного поля - 825 кА/м, содержание анодно–растворенного железа - 19,5 мг/дм<sup>3</sup>;
- раствор хлорида железа (III): напряженность магнитного поля - 725 кА/м, содержание анодно–растворенного железа - 28,8 мг/дм<sup>3</sup>.

Оценка эффективности доочистки сточных вод проводилась с помощью определения оптической плотности фильтрата после контактных осветлителей [33, 65]. Результаты выполненных исследований приведены в табл. 3.6.



**Таблица 3.6 - Влияние температуры сточных вод на оптическую плотность  
фильтрата при обработке активированным раствором  
коагулянта**

Температура сточных вод, °С	Оптическая плотность (Д) коагулируемой взвеси				Примечание
	Раствор сульфата алюминия		Раствор хлорида железа (III)		
	Обычный	Активированный	Обычный	Активированный	
13,6	0,069	0,055	0,114	0,108	1. Приведены средние результаты из 3–4 опытов. 2. Параметры активации оптимальные. 3. Скорость фильтрования 5,0–5,5 м/ч
18,4	0,076	0,060	0,123	0,112	
23,5	0,081	0,067	0,129	0,119	

Анализ данных табл. 3.6 позволяет утверждать, что температура сточных вод практически не оказывает влияния на процесс дефосфатизации при обработке сточных вод активированным раствором коагулянта.

### **3.1.3. Снижение расчетных доз коагулянта при доочистке сточных вод на контактных осветлителях**

Известным фактом является то, что изменение дозы вводимого коагулянта поддерживает нормальный технологический режим работы очистных сооружений при изменении качества поступающей на сооружения воды [53].

Результаты проведенных исследований (раздел 3.1.2) показали, что применение активированных растворов реагентов при доочистке биологически очищенных сточных вод на контактных осветлителях позволяет интенсифицировать процесс дефосфатизации сточных вод. Последнее является немаловажным, так как позволяет снизить расчетные дозы реагентов.

Нами была проведена серия опытов, в которых биологически очищенная сточная вода после вторичных отстойников фильтровалась через слой песка высотой 500 мм и размерами частиц 1,0–1,2 мм со скоростью 5,5 м/ч. Проводилась серия опытов с добавлением обычного и активированного раствора коагулянта. После фильтрования в осветленной воде определялось содержание фосфатов и взвешенных веществ.

В качестве реагентов применялись растворы сульфата алюминия и хлорида железа (III). Результаты исследований приведены в табл. 3.7.

Приведенные опытные данные табл. 3.7 показывают, что применение активированных растворов реагентов позволяет снизить их расчетную дозу в среднем на 22-26 %, при этом качество осветленной воды остается прежним по сравнению с использованием обычных растворов коагулянтов.

Так, при контактной коагуляции сточной воды с применением раствора сульфата алюминия дозой  $50 \text{ мг/дм}^3$  содержание взвешенных веществ при использовании обычного раствора коагулянта составило  $3,3 \text{ мг/дм}^3$  и  $2,3 \text{ мг/дм}^3$  - с использованием активированного раствора коагулянта. А при контактной коагуляции сточной воды с применением раствора хлорида железа (III) дозой  $75 \text{ мг/дм}^3$  содержание взвешенных веществ –  $3,0 \text{ мг/дм}^3$  с использованием обычного раствора коагулянта и  $2,3 \text{ мг/дм}^3$  при использовании активированного раствора коагулянта.

Процесс контактного осветления воды характеризуют кривые контактной коагуляции, которые закладываются в основу при выборе оптимальных доз коагулянта в процессе осветлении воды на контактных осветлителях.

Исследования по контактной коагуляции, выполненные Д.М. Минцем и др. [65, 71, 83, 85], показывают общий характер наблюдаемых закономерностей при построении кривых контактной коагуляции.

На рис. 3.4 и 3.5 приведены кривые контактной коагуляции для биологически очищенных сточных вод при применении растворов коагулянтов сульфата алюминия и хлорида железа (III).

Опытные данные позволяют сделать вывод, что при малых дозах коагулянта изменение дозы не оказывает существенного влияния на качество фильтрата (зона 1). Но после определенного значения дозы ее влияние сильно сказывается и качество фильтрата резко улучшается (зона 2). Дальнейшее увеличение дозы вновь мало сказывается на эффекте очистки (зона 3).

Первый этап характеризуется сохранением устойчивости загрязняющих воду частиц при малых дозах коагулянта. К поверхности зерен фильтрующей загрузки прилипают лишь те частицы, которые по своим природным свойствам способны к прилипанию и без добавления коагулянта.

Вторая зона характеризуется быстрым уменьшением степени устойчивости частиц; их способность к прилипанию резко увеличивается с увеличением дозы коагулянта. Степень устойчивости частиц у правой границы второй зоны уже настолько незначительна, что контактная коагуляция практически идет до конца.

**Таблица 3.7** - Снижение расчетных доз активированных растворов коагулянтов при удалении фосфатов из биологически очищенных сточных вод

Содержание взвешенных веществ в исходной воде, мг/дм <sup>3</sup>	Содержание фосфатов в исходной воде, мг/дм <sup>3</sup>	Доза коагулянта, мг/дм <sup>3</sup>	Показатели осветленной воды			
			Обычный раствор коагулянта		Активированный раствор коагулянта	
			содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	содержание фосфатов, мг/дм <sup>3</sup>	содержание взвешенных веществ, мг/дм <sup>3</sup>	содержание фосфатов, мг/дм <sup>3</sup>
Раствор сульфата алюминия						
10,38	8,0	25	6,4	5,6	4,8	3,8
10,38	8,0	50	3,3	1,2	2,3	0,9
10,38	8,0	75	3,7	1,9	2,7	1,3
10,38	8,0	100	5,9	3,4	4,5	2,4
Раствор хлорида железа (III)						
11,26	8,96	25	5,8	3,5	3,9	2,5
11,26	8,96	50	4,6	2,1	3,2	1,5
11,26	8,96	75	3,0	1,6	2,3	1,1
11,26	8,96	100	4,9	2,5	3,7	1,9

Примечание: приведены усредненные результаты 3-4 опытов

В третьей зоне происходит дальнейшее увеличение интенсивности прилипания частиц, которое, однако, не оказывает существенного влияния на величину мутности или цветности фильтрата.

Кривые контактной коагуляции (рис. 3.4-3.5) получены при различном качестве исходной биологически очищенной сточной воды (содержание фосфатов, взвешенных веществ), но имеют аналогичный характер, различаясь только величиной характерных зон.

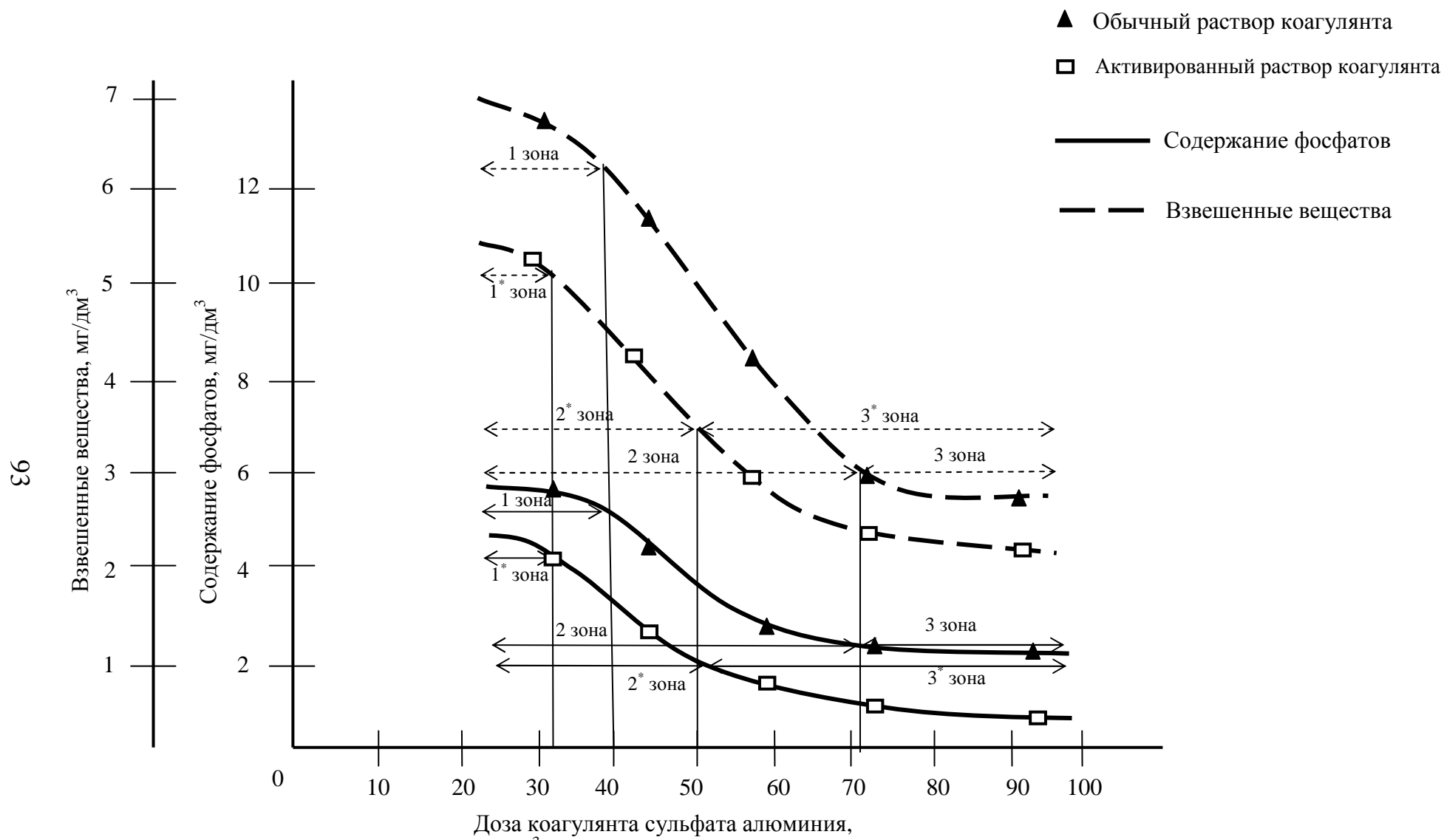
Величина отдельных зон при проведении процесса контактной коагуляции, прежде всего, зависит от характера суспензии, от природы и свойств частиц, содержащихся в воде. В некоторых случаях величина первой зоны очень мала. Это свидетельствует об относительно малой устойчивости частиц; их астабилизация начинается при минимальных дозах коагулянта [53, 65, 68].

Кривые контактной коагуляции позволяют установить оптимальные дозы реагентов – сульфата алюминия и хлорида железа (III). Полученные кривые строились при проведении экспериментов с применением обычных и активированных растворов коагулянтов.

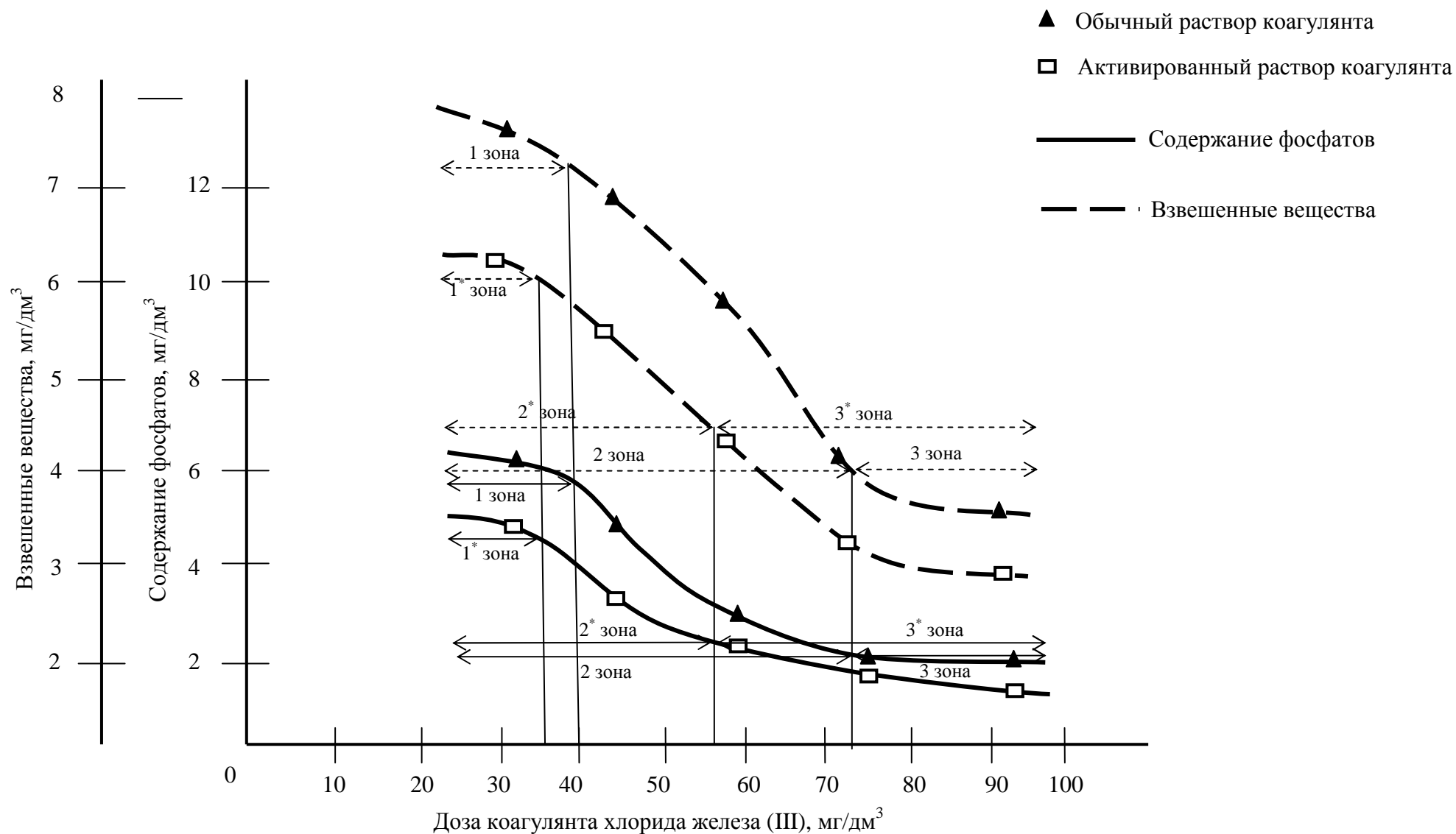
Анализ приведенных кривых контактной коагуляции (рис. 3.4-3.5) показывает, что зоны контактной коагуляции при использовании обычного раствора коагулянта имеют несколько меньшую величину, чем при обработке биологически очищенной воды активированным раствором коагулянта.

При использовании активированного раствора коагулянта устойчивость примесей воды (зона 1) уменьшается интенсивнее, чем при обработке воды обычным раствором коагулянта. При этом резко возрастает способность частиц к прилипанию во второй зоне кривой контактной коагуляции. Более интенсивно идет процесс прилипания и в третьей зоне кривой контактной коагуляции, но это уже не оказывает существенного влияния на качество фильтрата. Для обеспечения надежной работы контактного осветлителя на протяжении всего рабочего цикла доза коагулянта должна находиться в пределах третьей зоны кривой контактной коагуляции.

Приведенные опытные данные показывают, что применение активированных растворов реагентов позволяет снизить их расчетную дозу в среднем на 25-32 %, при этом качество осветленной воды остается прежним по сравнению с использованием обычных растворов коагулянтов.



**Рис. 3.4** – Кривые контактной коагуляции для биологически очищенных сточных вод при применении раствора сульфата алюминия



**Рис. 3.5** – Кривые контактной коагуляции для биологически очищенных сточных вод при применении раствора хлорида железа (III)

### **3.2. Очистка дренажных вод полигонов ТБО**

Проведены специальные исследования, позволяющие объяснить интенсификацию процессов очистки сточных вод при использовании активированного раствора коагулянта, а именно:

- Изменение структурно–механической гидратации гидроксида алюминия при обработке сточных вод полигонов твердых бытовых отходов активированным раствором сульфата алюминия.
- Влияние активированного раствора коагулянта на изменение сил сцепления контактной среды.

#### **3.2.1. Изменение структурно–механической гидратации гидроксида алюминия при обработке сточных вод полигонов твердых бытовых отходов активированным раствором сульфата алюминия**

В процессах очистки сточных вод наибольшее распространение получил коагулянт сульфат алюминия. Одним из его недостатков является чувствительность к температуре обрабатываемой воды, в основе чего лежит высокая гидратация гидроксида алюминия при низких температурах. Увеличению степени гидратации в условиях низких температур способствует стабилизация золя гидроксидов алюминия, вследствие чего процесс коагуляции может протекать недостаточно полно.

Водонасыщенность продуктов коагулированных примесей сточных вод зависит в первую очередь от их состава и структуры. Из–за малого радиуса и большого заряда катион  $Al^{3+}$  сильно гидратирован. Гидроксильные группы, присоединенные к катионам  $Al^{3+}$ , также связывают большое количество воды. Особенно интенсивно протекает включение воды в начальный момент структурообразования, когда, помимо химической гидратации, происходит механический захват воды.

Исследование влияния активированного раствора коагулянта сульфата алюминия на степень структурно–механической гидратации коагулированных осадков выполняли на модельной воде по методике Е.Ф. Кургаева [68], со следующими качественными показателями:

- сухой остаток, мг/дм<sup>3</sup> – 24406;
- БПКполн, мгО/ дм<sup>3</sup> – 120;
- ХПК, мг/дм<sup>3</sup> – 1020;
- взвешенные вещества, мг/дм<sup>3</sup> – 209,8;
- рН – 7,9;

- азот, мг/дм<sup>3</sup> – 157,8;
- нитраты, мг/дм<sup>3</sup> – 104,9;
- сульфаты – 1942 мг/дм<sup>3</sup>.

Активированию подвергался 10% раствор коагулянта сульфата алюминия, которым обрабатывалась вода в цилиндрах с коническим днищем, рекомендуемых правилами технического анализа воды.

Степень структурно–механической гидратации осевшего осадка с гидравлической крупностью 0,2 мм/с и более определялась по отношению [68]:

$$\Gamma_o = \frac{\gamma_T - \gamma_O}{\gamma_O} \approx \frac{\gamma_T}{\gamma_O},$$

где  $\gamma_O$  – удельный вес твердого вещества, образующего каркас хлопьев осадка, г/мл;

$\gamma_T$  – весовое содержание твердой фазы в единице объема осадка, г/мл;

$$\gamma_o = \frac{G}{hf},$$

где  $G$  – весовое количество твердой фазы в осадке, г;

$h$  – высота слоя осадка;

$f$  – площадь сечения цилиндра; см<sup>2</sup> (8,2 см<sup>2</sup>).

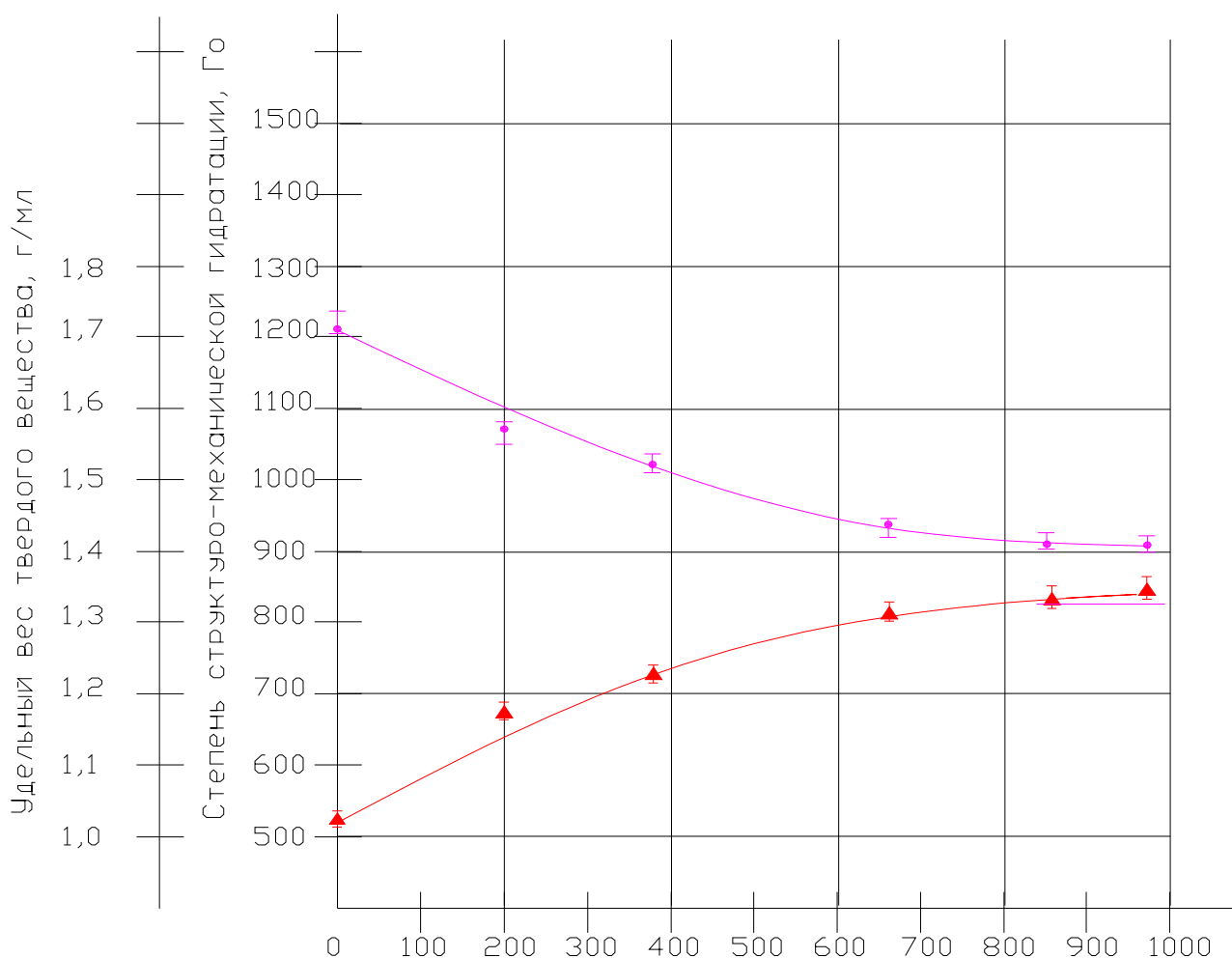
Влияние активации раствора коагулянта сульфата алюминия, в зависимости от напряженности магнитного поля и содержания в растворе коагулянта анодно–растворенного железа, показано на рис. 3.6. Анализ соответствующих опытных данных, приведенных в таблице 3.8 и, показывает, что на степень структурно – механической гидратации влияют величина напряженности магнитного поля и содержание анодно–растворимого железа в растворе коагулянта сульфата алюминия [104, 105, 115].

При содержании анодно–растворимого железа более 17,5 мг/дм<sup>3</sup> и напряженности магнитного поля 850 кА/м степень структурно–механической гидратации практически не изменяется. Увеличение адсорбционной емкости гидроксида алюминия в результате активации раствора коагулянта способствует значительному снижению цветности обрабатываемой воды и увеличению удельного веса осадка, полученного в процессе коагуляции. Таким образом, при магнитно–электрической активации раствора коагулянта сульфата алюминия



увеличивается удельный вес твердого вещества, которое является базой (каркасом) для хлопьев осадка, что демонстрируют данные таблицы 3.8.

Таким образом, использование активированного раствора коагулянта позволяет уменьшить гидратацию коагулированных примесей сточных вод, а следовательно ускорить процесс хлопьеобразования, повысить удельный вес образующихся хлопьев, величина которого влияет на осаждаемость коагулированных примесей и образующийся осадок, что позволит ускорить процесс осветления сточной воды в целом.



**Рис. 3.6.** – Изменение удельного веса твердого вещества и степени структурно-механической гидратации при обработке осветляемой воды активированным раствором сульфата алюминия:

- – удельный вес твердого вещества, г/мл;
- ▲ – степень структурно-механической гидратации.

**Таблица 3.8** – Изменение степени структурно–механической гидратации и удельного веса твердого вещества контактной среды при активации раствора коагулянта

Параметры активации		Степень структурно–механической гидратации, Го		Изменение степени структурно–механической гидратации, %	Величина доверительного интервала, а ( $\gamma=0,95$ , n=4)	Удельный вес твердого вещества, г/мл		Изменение удельного веса твердого вещества, %	Величина доверительного интервала, а ( $\gamma=0,95$ , n=4)
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно–растворенного железа, мг/лм <sup>3</sup>	Среднее значение	Результаты отдельных определений			Среднее значение	Результаты отдельных определений		
0	0	1215	1212	–	1205,17<a<1218,85	1,035	1,031	–	1,028<a<1,037
			1214				1,034		
			1216				1,036		
			1218				1,039		
200	10,5	1067	1062	12,21	1063,12<a<1070,65	1,183	1,180	14,3	1,178<a<1,188
			1066				1,181		
			1069				1,184		
			1071				1,187		
375	12,6	1025	1020	15,6	1021,62<a<1028,15	1,226	1,223	18,5	1,0215<a<1,235
			1024				1,224		
			1027				1,227		
			1029				1,230		
650	15,3	933	930	23,2	931,05<a<935,44	1,308	1,303	26,4	1,292<a<1,310
			932				1,307		
			934				1,310		
			936				1,312		

Параметры активации		Степень структурно–механической гидратации, $G_0$		Изменение степени структурно–механической гидратации, %	Величина доверительного интервала, $a$ ( $\gamma=0,95$ , $n=4$ )	Удельный вес твердого вещества, г/мл		Изменение удельного веса твердого вещества, %	Величина доверительного интервала, $a$ ( $\gamma=0,95$ , $n=4$ )
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно–растворенного железа, мг/лм <sup>3</sup>	Среднее значение	Результаты отдельных определений			Среднее значение	Результаты отдельных определений		
850	17,5	916	913	24,6	915,66<a<918,18	1,327	1,320	28,2	1,315<a<1,332
			914				1,324		
			918				1,329		
			919				1,335		
975	19.6	910	907	25.1	908,15<a<912,65	1,337	1,333	29,2	1,330<a<1,342
			908				1,336		
			912				1,338		
			913				1,341		

### **3.2.2. Влияние активированного раствора коагулянта на изменение сил сцепления контактной среды**

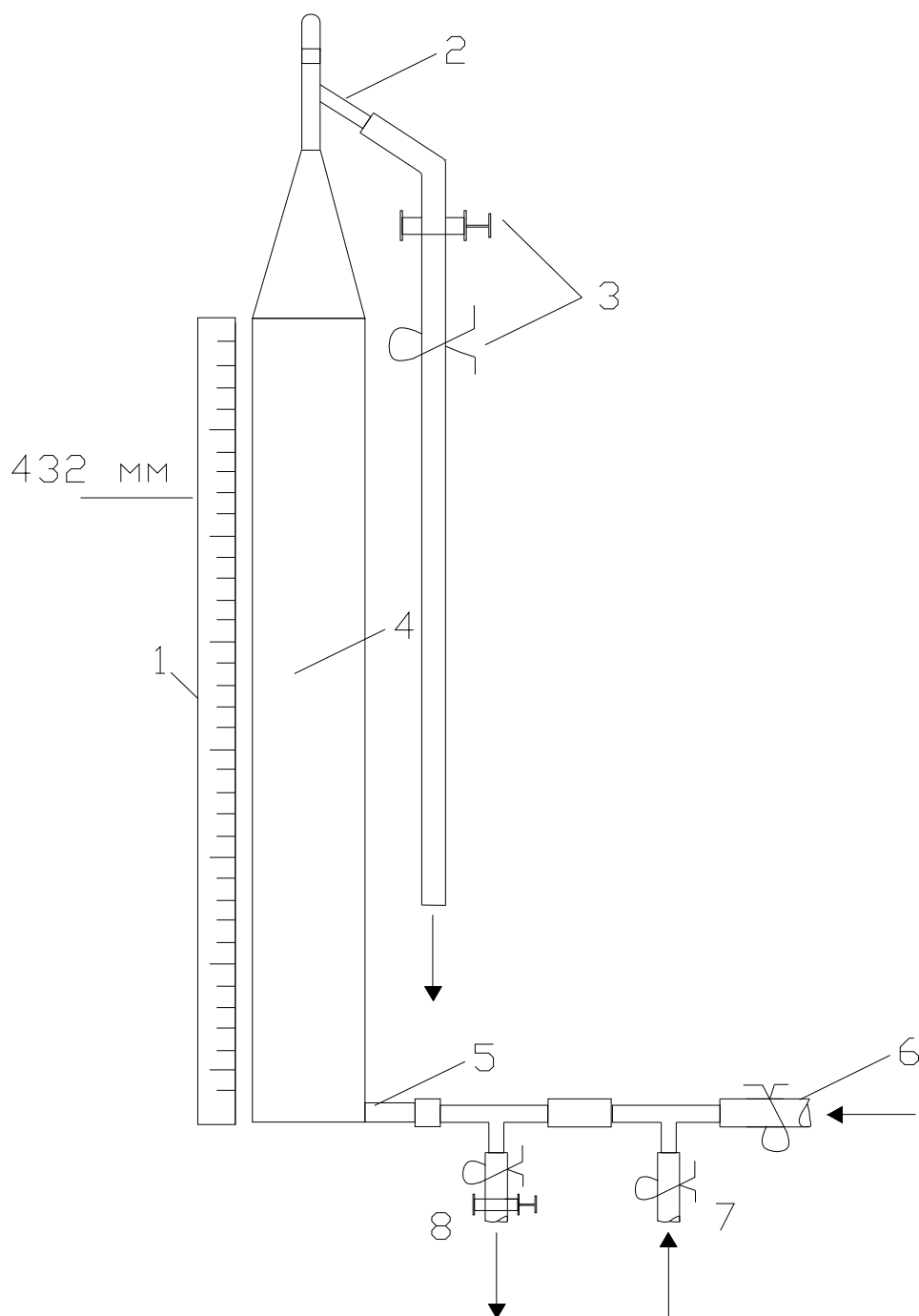
В технологии очистки воды большое значение имеют физические свойства и параметры взвеси контактной среды: силы взаимного притяжения и сцепления взвеси, объемная и массовая концентрация, плотность, гидравлическая крупность частиц.

Взвесь контактной среды состоит из частиц разного размера. При отстаивании взвеси с малой объемной концентрацией, более крупные частицы оседают значительно быстрее мелких, в результате чего во взвешенном, еще не осевшем слое остается меньше крупных и значительно больше мелких частиц. Концентрация взвеси в не осевшем слое уменьшается.

При большой объемной концентрации расстояния между частицами становятся минимальными, и взвесь начинается осаждаться как единое целое, без разделения на мелкую и крупную взвесь. Оседающая взвесь имеет четко очерченную верхнюю границу и определенную константу концентрации в неосевшем слое. Крупная взвесь, увлекая за собой более мелкую, способствует усреднению скорости осаждения в целом.

При исследовании механизма действия контактной среды необходимо обратить внимание на силы сцепления между частицами взвеси. В результате молекулярного взаимодействия происходит агрегация частиц и задержание на них удаляемых из вод примесей с формированием контактной среды. При этом на границе соприкосновения поверхностных слоев частиц происходит сцепление (адгезия), которое измеряется силой отрыва на единицу площади контакта. Непосредственное измерение может не дать надежных и точных результатов, т.к. отрыв может происходить не по плоскости сил адгезии и поверхность раздела может исчезнуть. К тому же работа адгезии зависит от скорости отрыва и рассеивания энергии вследствие остаточных деформаций.

Для количественной оценки молекулярного взаимодействия, под влиянием которого происходит сближение частиц и последующее их слипание используют метод, в основе которого лежит наблюдение за кинетикой понижения верхней границы слоя взвеси при ее отстаивании и уплотнении в приборе, приведенном на рис. 3.7 [68].



**Рис. 3.7**–Схема прибора для определения объемной концентрации и сил сцепления частиц контактной среды

- |                              |   |
|------------------------------|---|
| 1 – шкала                    | 5 – тангенциальный отросток                   |
| 2 – отросток для выхода воды | 6 – шланг для отбора пробы воды               |
| 3 – зажимы                   | 7 – шланг для заполнения прибора чистой водой |
| 4 – стеклянный цилиндр       | 8 – шланг для выпуска осадка                  |

Исследования были выполнены на модельной воде со следующими качественными показателями:

- сухой остаток, мг/дм<sup>3</sup> – 24406;

- БПК<sub>полн</sub>, мгО/л – 120;
- ХПК, мг/дм<sup>3</sup> – 1020;
- взвешенные вещества, мг/дм<sup>3</sup> – 209,8;
- рН – 7,9;
- азот, мг/дм<sup>3</sup> – 157,8;
- нитраты, мг/дм<sup>3</sup> – 104,9;
- сульфаты – 1942 мг/дм<sup>3</sup>;
- температура – 12<sup>0</sup>С.

Опыт проводили в приборе с диаметром 50 мм, высотой цилиндрической части 500 мм. При проведении экспериментов прибор наполняли по шлангу 7 исследуемой водой, обработанной раствором коагулянта (обычным и активированным раствором), вытесняя находящуюся в приборе чистую воду. Модельная вода обрабатывалась 10% раствором сульфата алюминия в количестве 45 мг/дм<sup>3</sup> (считая на безводный продукт). Для регулирования скорости движения воды в приборе использовали зажим 3 на шланге, через который вытесняется вода, что дало возможность избежать дробления хлопьев взвеси на пути движения к прибору. В начале отбора пробы первые ее порции выпускались через шланг 8. Далее проводились наблюдения за понижением границы слоя по имеющейся на стенке прибора шкале, с помощью которой фиксируют положение границы до момента ее стабилизации. По условиям опытов принято, что через 36 минут после начала уплотнения взвеси происходит оседание частиц с гидравлической крупностью 0,2 мм/с. Затем, после смыва осадка из входного конуса, выпускали осевшую на него взвесь в колбу. Величину объемной концентрации можно определить по отношению конечных и начальных значений высоты или объема слоя взвеси в приборе:

$$C_0 = \frac{H_k}{H_0}, \quad (3.1)$$

где  $H_k$  – конечная высота слоя взвеси

$H_0$  – начальная высота слоя взвеси, см.

Адгезия и обусловленные ею силы сцепления в значительной мере определяют эффективность действия контактной среды и основные физические параметры образующей ее взвеси.

При исследовании механизма биологической очистки сточных вод с помощью биодисков необходимо обратить внимание на силы сцепления между контактной средой и биодисками; таким образом, к числу основных факторов, влияющих на эффект очистки сточных вод на биодисках, можно отнести силы сцепления контактной среды, которые измеряются силой отрыва на единицу площади контакта.

Явление адгезии и возникшие в результате нее силы сцепления определяют в большей степени эффективность действия контактной среды и физические свойства взвеси. Исследование уплотнения слоя взвеси предоставляет возможность использования результатов наблюдений для определения величины сил сцепления.

В частности, исследование влияния раствора коагулянта (в том числе и активированного) на силы сцепления представляет особый интерес, так как непосредственно влияет на эффективность очистки на биодисках при биологической очистке дренажных вод, которая является одной из ступеней в предложенной технологической схеме очистки. В виду того, что основной элемент – диски – находится в постоянном движении, очень важным является обеспечение хорошего сцепления органических загрязнений с биопленкой, находящейся в прикрепленном состоянии. Биомодули, создавая обширную поверхность, обеспечивают гидродинамические условия, при которых отторгнутая биопленка продолжает работать, находясь во взвешенном состоянии. По мере увеличения толщины биопленки нижние слои ее отмирают, а верхние смываются с поверхности вращающихся дисков, и поэтому обеспечение высокой степени сцепления является важной задачей. Результаты опытов приведены в таблице 3.9. Анализ полученных результатов показывает: увеличение объемной концентрации более 25% снижает равномерность распределения потока при том, что отдельные участки осадка перестают пропускать воду. Малые же величины объемной концентрации не способствуют накоплению и структурообразованию контактной среды. При проведении исследований было установлено, что образование структуры происходит при объемных концентрациях 3,5–4,5%.

**Таблица 3.9** – Изменение объемной концентрации частиц контактной среды при активации раствора коагулянта сульфата алюминия

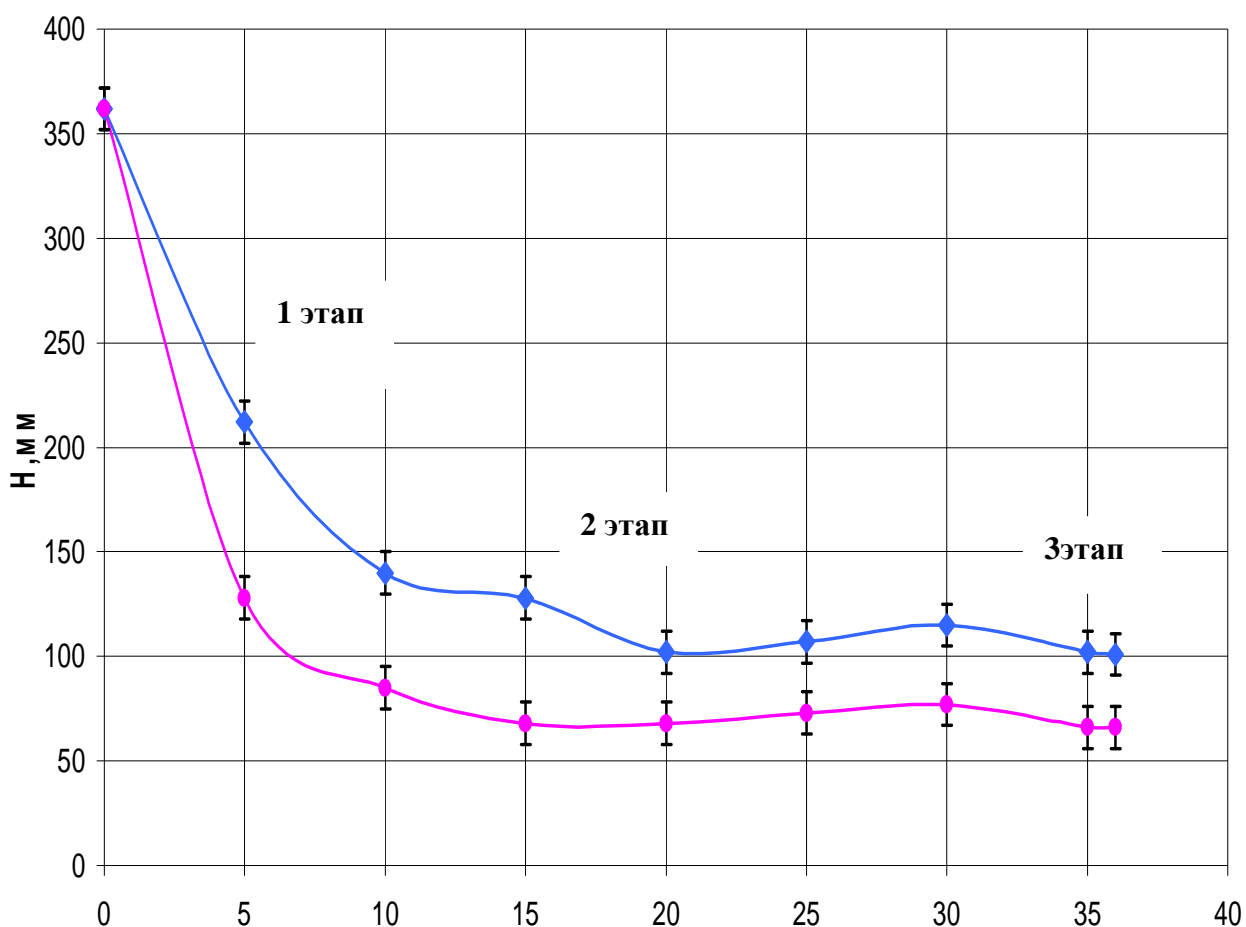
Параметры активации		Весовая концентрация, $C_v$ , мг/дм <sup>3</sup>		Объемная концентрация, $C_0$ , % мг/дм <sup>3</sup>		Изменение объемной концентрации, %		Прим.
Напряженность, кА/м	Содержание анодно–раст. железа, мг/дм <sup>3</sup>	min	max	min	max	min	max	Температура сточной воды 12 <sup>0</sup> С
0	0	669	5857	3,5	19,1	–	–	
150	10,2	858	6532	4,0	23,5	14,3	23,3	
325	13,5	939	7936	4,5	26,8	28,6	49,7	
650	16,1	831	5182	4,1	16,6	17,1	–13,1	
825	17,9	723	5506	3,7	17,8	2,8	–6,8	
1025	20,3	615	5830	3,6	18,6	2,86	–2,62	

**Примечания**

- при  $C_0 > 17\%$  осадок начинал двигаться всей массой;
- начало структурообразования при  $C_0 = 3,5–4,5\%$ ;
- объемный вес  $\gamma_0 = 175$  г/см<sup>3</sup>.



Кинетика изменения высоты слоя осадка приведена на графике (рис. 3.8), который имеет три основных этапа осаждения коагулируемой взвеси. Процесс осаждения контактной среды протекает достаточно неравномерно и можно выделить три основных этапа осаждения: в начале опыта граница слоя контактной среды понижается с постоянной скоростью, затем скорость постепенно уменьшается. При стабилизации границы слоя скорость постепенно уменьшается доходя до нуля (рис. 3.3). Процессы отстаивания изображены на рис. 3.8.



**Рис. 3.8** – Кинетика изменения высоты слоя осадка

- ◆ – Обычный раствор коагулянта
- – Активированный раствор коагулянта

На первом этапе частицы, за исключением нижней части слоя, состоящего, в основном, из осевшей части, сохраняют свои индивидуальные очертания и находятся в состоянии циркуляции, т.о. происходит стесненное осаждение взвеси, при этом при использовании активированного раствора коагулянта процесс протекает более интенсивно.

К началу второго этапа процессу отстаивания сопутствует прекращение циркуляции частиц и образование сплошной пространственной структуры. На этом этапе понижение верхней границы слоя связано с постепенным вытеснением воды из пор между частицами до момента, когда плотность структурированной системы приближается к плотности составляющих ее хлопьев. При достижении этой плотности положение верхней границы слоя стабилизируется (3 этап на рис. 3.8). Далее, когда давление, возникаемое под действием силы тяжести, становится больше давления слоя осадка, происходит нарушение прочности каркаса хлопьев взвеси и наблюдается дальнейшее понижение границы слоя, связанное с уменьшением объема и увеличением плотности самих частиц в результате вытеснения воды из ячеек структуры.

Поделив разность между начальной и конечной высотой слоя на II этапе его отстаивания на длительность этого процесса, получаем среднюю скорость понижения верхней границы слоя взвеси  $V_{cp}$  при различных величинах исходной высоты слоя  $H$  и давления  $p$ . Как показали исследования, скорость  $V_{cp}$  с увеличением давления  $p$  растет.

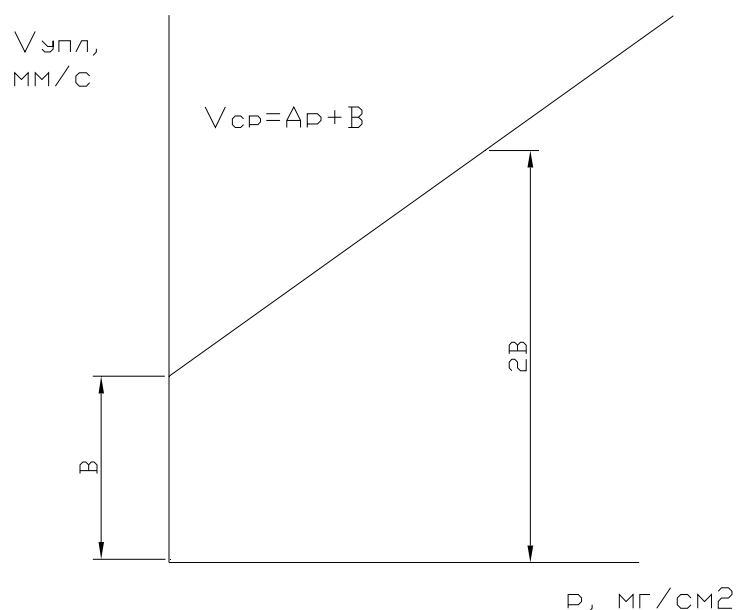
Вышеизложенное согласуется с теорией осаждения Е.Ф. Кургаева [68]. При этом согласно данной теории зависимость скорости уплотнения слоя осадка от давления выглядит следующим образом:

$$V_{cp} = A_p + B. \quad (3.2)$$

Если бы уплотнение было обусловлено лишь давлением  $p$ , т.е.. силой тяжести слоя, то существовала бы зависимость  $V_{cp} = A_p$ ; наличие величины  $B$  указывает на то, что уплотнение структурированной системы происходит под действием не только силы тяжести (давление  $p$ ), но и силы молекулярного взаимодействия (адгезии). Согласно выражению 3.2, искомая сила характеризуется величиной  $A_p$  – скоростью уплотнения слоя при давлении силы тяжести  $= 0$ , т.е.. в присутствии только сил взаимного притяжения частиц

Где  $A$  – коэффициент, учитывающий влияние давления и силу тяжести слоя.

Данная зависимость может быть представлена в виде графика (рис. 3.9):



**Рис. 3.9** – Скорость уплотнения хлопьевидной взвеси

Таким образом, скорость уплотнения слоя контактной взвеси зависит не только от силы его тяжести, но и от действия сил сцепления между частицами взвеси. Скорость, обусловленная этими силами, равна величине  $B$ , при этом уплотнение слоя происходит с определенной скоростью даже в условиях  $p=0$ , т.е. при наличии только сил сцепления. Визуальные наблюдения подтверждают, что структура осевшего слоя взвеси однородна по всей высоте и даже у поверхности слоя, где давление силы тяжести весьма незначительное.

Следовательно, зная величину  $B$ , можно определить силу сцепления  $p_{\text{сцепл}}$ , выраженную в виде давления, эквивалентного такой силе тяжести, которая вызывает скорость уплотнения, равную  $B$ .

Поделив разность между начальной и конечной высотой слоя в начале и в конце 2 этапа уплотнения на длительность этого процесса, получим среднюю скорость уплотнения. Для уточненного расчета  $V_{\text{ср}}$  необходимо произвести построение зависимости  $V_{\text{упл}}=f(\tau)$  с последующим определением  $V_{\text{ср}}$  по следующему выражению:

$$V_{\text{ср}} = \frac{1}{\tau_2 - \tau_1} \int_{\tau_1}^{\tau_2} V_{\text{упл}} d\tau, \quad (3.3)$$

где  $\tau_1$ ,  $\tau_2$  – начало и конец 2 этапа уплотнения взвеси.

Полученные в результате расчетов данные наносятся на график в виде зависимости  $V_{cp}=f(p)$ . Затем определяется величина В, абсцисса точки с ординатой 2В дает величину сил сцепления  $p_{сцепл}$ , мг/см<sup>2</sup>.

Зная величину  $p_{сцепл}$ ,  $C_0$ ,  $C_B$ , определяем величину сил сцепления, которая приходится на единицу веса твердого вещества, образующего каркас хлопьев взвеси, – коэффициент адгезии [68]:

$$K_{адг} = p_{сцепл} \frac{C_0}{C_B}, \text{ мг/см}^2. \quad (3.4)$$

Исходя из данных, полученных в результате выполненных исследований при использовании активированного раствора коагулянта средняя скорость уплотнения контактной среды выше, чем при применении обычного раствора коагулянта, что позволяет сделать вывод об увеличении сил сцепления частиц контактной среды. Это очень важно при работе биодисковых фильтров, к тому же происходит упрочнение хлопьев взвешенного осадка, улучшение его осаждаемости; последнее важно при работе первичного и вторичного отстойников.

Изменение сил сцепления частиц контактной среды при активации раствора сульфата алюминия приведено в таблице 3.10.

Влияние параметров активации раствора коагулянта на качество очистки дренажных вод по БПК<sub>5</sub>, взвешенным веществам и фосфатам приведено в табл. 3.11. Величины доверительного интервала при проведении исследований по влиянию параметров активации на качество очистки дренажных вод приведены в таблице 3.12.

Для наглядности данные таблицы 3.11 приведены в виде графика на рис. 3.10, а изменение эффективности очистки в зависимости от параметров активации - на рис. 3.11.

Установлено: при использовании активированного раствора сульфата алюминия происходит увеличение сил сцепления контактной среды, что влечет за собой интенсификацию процессов очистки воды, повышению эффективности процесса и способствует снижению доз коагулянта при реагентной предподготовке фильтрата.

**Таблица 3.10** – Изменение сил сцепления частиц контактной среды при активации раствора сульфата алюминия

Параметры активации		Величина сил сцепления, мг/см <sup>2</sup>		Величина доверительного интервала, а ( $\gamma=0,95$ , n=4)	Увеличение сил сцеп., %	Коэффициент адгезии, К <sub>адг</sub> , мг/см <sup>2</sup>
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно–растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Среднее значение	Результаты отдельных определений			
0	0	0,0067	0,0063	0,00645<a<0,00702	–	2,3
			0,0065			
			0,0068			
			0,0072			
150	10,2	0,0077	0,0073	0,00749<a<0,00795	15,1	2,86
			0,0075			
			0,0079			
			0,0081			
325	13,5	0,00820	0,0077	0,00776<a<0,00848	19,6	2,89
			0,0080			
			0,0083			
			0,0088			
650	16,1	0,0090	0,0084	0,00896<a<0,0093	28,5	3,1
			0,0087			
			0,0092			
			0,0095			
825	17,9	0,0094	0,0091	0,00917<a<0,00983	29,8	3,2
			0,0092			
			0,0095			
			0,0099			
1025	20,3	0,0095	0,0092	0,00928<a<0,00989	30,3	3,27
			0,0093			
			0,0096			
			0,001			

**Таблица 3.11** – Влияние параметров активации раствора коагулянта на качество очистки дренажных вод по БПК<sub>5</sub>, взвешенным веществам и фосфатам

Параметры активации		БПК <sub>5</sub>			Взвешенные вещества			Фосфаты			Величина доверительного интервала, а (γ=0,95, n=4)
Напряженность магнитного поля, кА/м	Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>	Эффективность очистки, %	Результаты отдельных определений	Среднее значение	Эффективность очистки, %	Результаты отдельных определений	Среднее значение	Эффективность очистки, %	Результаты отдельных определений	Среднее значение	значения величины доверительного интервала приведены в таблице 3.7.
—	—	—	24,9	25,2	—	21,8	22,3	—	9,1	9,6	
			25,0			22,2			9,4		
			25,2			22,5			9,7		
			25,7			22,7			10,2		
125	9,8	14,6	21,2	21,5	17,2	18,06	18,46	16,1	7,85	8,05	
			21,4			18,26			7,95		
			21,6			18,66			8,15		
			21,8			18,86			8,25		
270	14,2	21,2	19,45	19,85	24,1	16,52	16,92	22,8	7,01	7,41	
			19,65			16,72			7,21		
			20,05			17,12			7,61		
			20,25			17,32			7,81		
680	17,1	30,3	17,16	17,56	28,6	15,52	15,92	25,4	6,86	7,16	
			17,36			15,72			7,06		
			17,76			16,12			7,26		
			17,96			16,32			7,40		
850	18,2	37,4	15,37	15,77	34,6	14,18	14,58	26,6	6,74	7,04	
			15,67			14,38			6,94		
			15,87			14,78			7,14		
			16,17			14,98			7,34		
1075	21,3	38,9	15,10	15,40	36,3	13,80	14,20	27,1	6,69	6,99	
			15,20			14,10			6,89		
			15,50			14,30			7,09		
			15,80			14,50			7,29		

**Таблица 3.12** – Величины доверительного интервала при проведении исследований по влиянию параметров активации на качество очистки дренажных вод

Качественный показатель	Параметры активации	Эффективность очистки, %		Величина доверительного интервала	Примечание
	Напряженность магнитного поля Содержание анодно-растворенного железа	Среднее значение	Эффективность очистки, %		
<b>БПК<sub>5</sub></b>	— — —	25,2	—	24,95<a<26,15	1. Напряженность магнитного поля, кА/м / Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>
	$\frac{125}{9,8}$	21,5	14,6	20,91<a<21,88	
	$\frac{270}{14,2}$	19,85	21,2	19,15<a<20,10	2. Величина доверительного интервала, а (γ=0,95, n=4)
	$\frac{680}{17,1}$	17,56	30,3	17,11<a<18,33	
	$\frac{850}{18,2}$	15,77	37,4	15,14<a<16,12	
	$\frac{1075}{21,3}$	15,40	38,9	15,05<a<16,02	
<b>Взвешенные вещества</b>	— — —	22,3	—	21,95<a<22,43	
	$\frac{125}{9,8}$	18,46	17,2	17,83<a<19,12	
	$\frac{270}{14,2}$	16,92	24,1	15,35<a<17,54	
	$\frac{680}{17,1}$	15,92	28,6	15,01<a<16,73	
	$\frac{850}{18,2}$	14,58	34,6	14,01<a<15,52	

Качественный показатель	Параметры активации	Эффективность очистки, %		Величина доверительного интервала	Примечание
	<u>Напряженность магнитного поля</u> Содержание анодно-растворенного железа	Среднее значение	Эффективность очистки, %		
Фосфаты	$\frac{1075}{21,3}$	14,20	36,3	13,92<a<15,12	
	— —	9,6	—	9,15<a<9,92	
	$\frac{125}{9,8}$	8,05	16,1	7,73<a<8,43	
	$\frac{270}{14,2}$	7,41	22,8	6,88<a<7,91	
	$\frac{680}{17,1}$	7,16	25,4	6,83<a<7,66	
	$\frac{850}{18,2}$	7,04	26,6	6,33<a<7,63	
	$\frac{1075}{21,3}$	6,99	27,1	6,11<a<7,55	



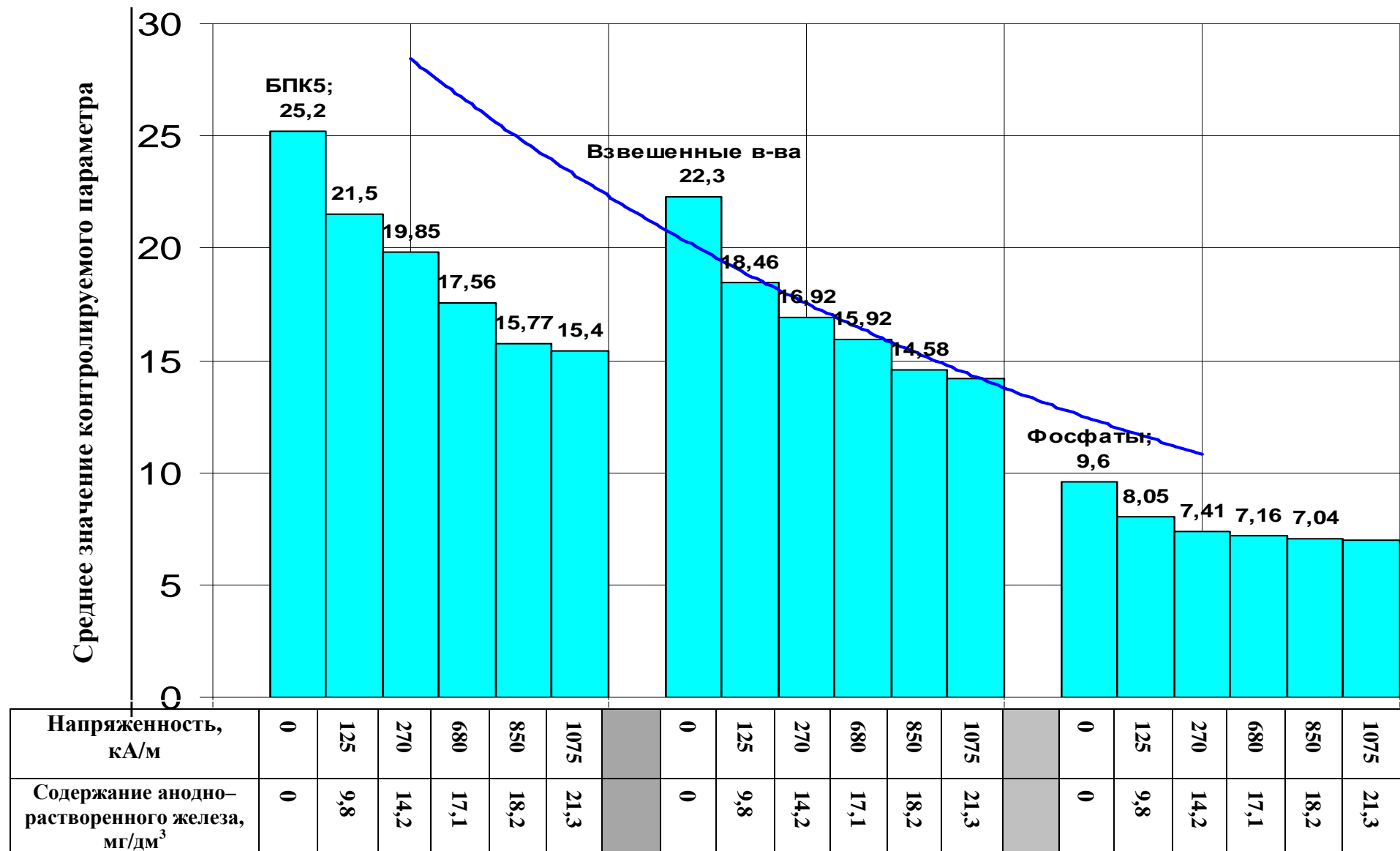


Рис. 3.10 – Влияние параметров активации раствора коагулянта на качество очистки дренажных вод по БПК<sub>5</sub> взвешенным веществам и фосфатам

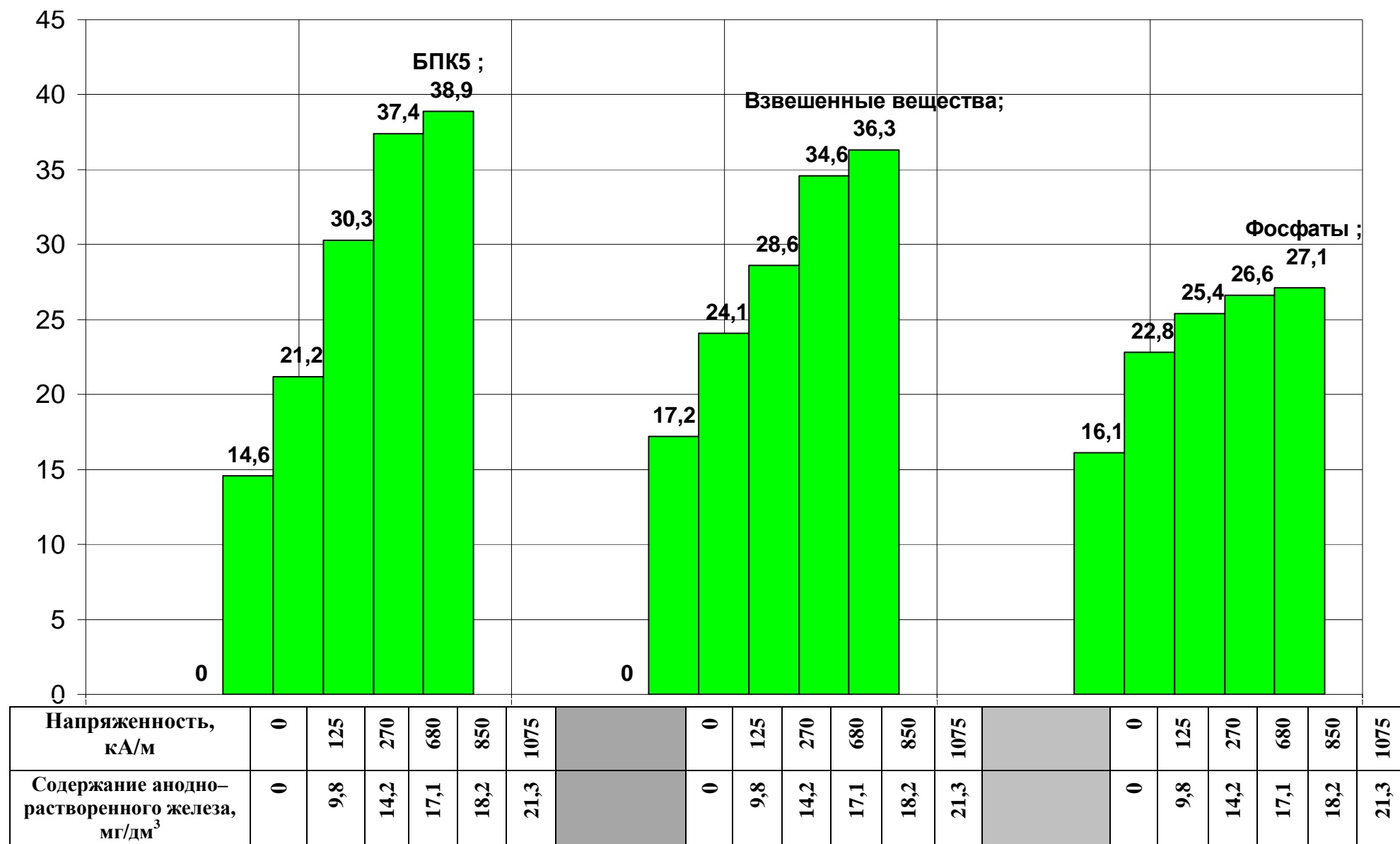


Рис. 3.11 – Изменение эффективности очистки в зависимости от параметров активации.

### 3.2.3. Метод ЯМР – релаксации при анализе влияния активированного раствора коагулянта на процессы очистки дренажных вод полигонов ТБО

Одним из эффективных методов исследования воды и водных систем является метод ядерно–магнитного резонанса (ЯМР). Проведенные с помощью этого метода релаксационные измерения позволяют проанализировать динамику движения молекул, исследовать процессы гидратации.

Из физической сущности ЯМР известно, что если ядра веществ обладают спином  $\neq 0$ , то их магнитные моменты  $\mu \neq 0$  при перемещении этой системы ядер в постоянное магнитное поле  $H$  и воздействие на нее слабым переменным электромагнитным полем  $H$  вызывают ядерное резонансное поглощение при условии:

$$\omega = \gamma \cdot H = \mu \cdot H, \quad (3.5)$$

где  $\omega$  – частота электромагнитного поля ЯМР;

$\gamma$  – гидромагнитное отношение ядер.

Это отношение позволяет вычислить частоту ЯМР при выполнении исследований.

При описании ядерной магнитной релаксации пользуются моделью, при которой магнитные моменты, или спины ядер, составляют в своей совокупности спиновую систему вещества [13]. Спиновая система имеет температуру, отличающуюся от температуры «решетки» или температуры вещества. Таким образом, рассматриваются два несвязанных процесса: обмен энергией внутри спиновой системы (спин–спиновая релаксация) и обмен энергией между спиновой системой и решеткой (спин–решеточная релаксация). Первый процесс отвечает за восстановление термодинамического равновесия внутри спиновой системы, второй процесс – за восстановление термодинамического равновесия между спиновой системой и решеткой. Оба процесса протекают во времени с определенной скоростью и характеризуются своей постоянной: временем спин–спиновой релаксации  $T_2$  и временем спин–решеточной релаксации  $T_1$ , которое зависит от структуры и фазового состояния, вязкости вещества. Скорость установления равновесия между ядерными спинами системы характеризуется спин–спиновым временем релаксации.

Поскольку в вязких жидкостях  $T_2$  и  $T_1$  время релаксации  $T_1$  и  $T_2$  определяется временем корреляции  $\tau_c$ , в проводимых исследованиях изучали только время спин–

решеточной релаксации  $T_1$ , которое определяет высокочастотные составляющие локального поля.

В реальных условиях каждое вещество имеет несколько локальных магнитных полей решетки. Среди них существуют такие магнитные поля, частота которых соответствует частоте резонансного взаимодействия системы ядерных спинов с флуктуирующими магнитными силами решетки: происходит «перекачка» энергии возбужденных спинов к решетке, между энергетическими уровнями устанавливается равновесие, выделяющаяся энергия превращается в тепловую энергию решетки, при этом имеет место спин–решеточное взаимодействие, и скорость установления равновесия распределения энергии характеризуется временем спин–решеточной релаксации  $T_1$ , которое зависит от структуры и фазового состояния вещества, наличия центров кристаллизации и других факторов. Кроме взаимодействия с решеткой магнитные ядра взаимодействуют между собой. На каждый магнитный момент ядра в условиях ЯМР действуют внешнее постоянное поле  $H$  и слабое локальное внутреннее поле  $H_1$ , создаваемое магнитными моментами соседних ядер. Значение  $H_1$  изменяется от ядра к центру, поэтому резонанс наблюдается в диапазоне значений поля, что определяет ширину и форму резонансных поглощений. Скорость установления равновесия между ядерными спинами системы характеризуется спин–спиновым временем релаксации  $T_2$  [3, 69, 72].

Измерение времени ядерной релаксации  $T_1$  протонов воды раствора коагулянта сульфата алюминия, подвергнутого активации, в процессе коагулирования осуществляли импульсным методом ЯМР на спин–эхо релаксаторе с относительной погрешностью до 2% [4, 7 2].

Для измерения времени ядерной релаксации  $T_1$  использовали последовательность двух пар импульсов  $90^\circ-180^\circ+90^\circ-180^\circ$  по методу Хана [3, 7].

Спин–решеточное время релаксации  $T_1$  определяют из уравнения:

$$A = A_0 \cdot \left[ 1 - \exp\left(-\frac{t_1}{T_1}\right) \right], \quad (3.6)$$

где  $A$  – амплитуда эхо–сигнала после первой пары импульсов;

$t_1$  – интервал между парами импульсов.

Время ядерной релаксации измеряли при температуре  $t = 20^\circ\text{C}$ .

В координатах  $t_1$  и  $\ln(1 - \frac{A_t}{A_0})$  уравнение 3.6 является прямой линией и

$T_1$  определяется как  $\text{tg}$  угла наклона этой прямой.

В экспериментах исследовалась интенсивность спин–решеточной релаксации протонов дренажных вод полигонов ТБО (модельная вода), качественные характеристики которой приведены во 2 разделе. Режим активации раствора сульфата алюминия приведен в разделе 3.

Выбор оптимальных параметров обработки воды производился путем опытного подбора основных параметров: скорости движения воды, напряженности магнитного поля в рабочем зазоре аппарата и содержания анодно–растворенного железа.

На рис. 3.12 приведены результаты измерения времени релаксации сточной воды  $T_1$ , обработанной обычным и активированным растворами коагулянта сульфата алюминия.

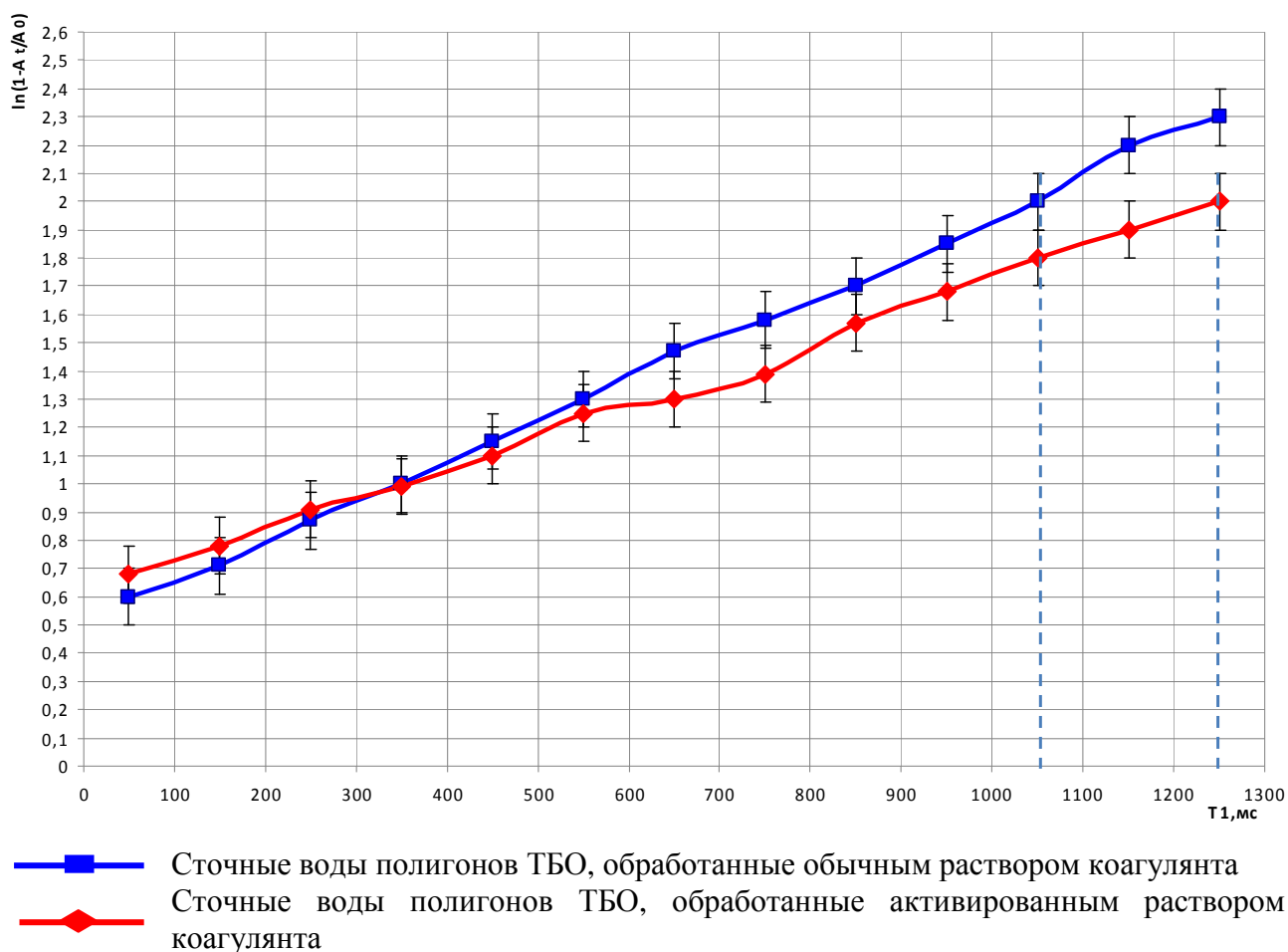
В координатах  $t_1$  и  $\ln(I - \frac{A}{A_0})$  уравнение (3.6) является прямой линией

и  $T_1$  определяется как  $\text{tg}$  угла наклона этой прямой. Для относительно подвижной жидкости время корреляции обратно пропорционально  $T_1$ , тогда уменьшение  $\tau_c$  (время подвижности молекул) приводит к увеличению  $T_1$  и наоборот.

Измерение времени ядерной релаксации  $T_1$  протонов воды раствора коагулянта сульфата алюминия, подвергнутого активации, в процессе коагулирования осуществляли импульсным методом ЯМР на спин–эхо релаксаторе с относительной погрешностью до 2% [4, 72].

Согласно данным графика 3.12, время релаксации для сточных вод, обработанных обычным раствором сульфата алюминия, составит 1050 мс, а для сточных вод, обработанных активированным раствором сульфата алюминия, – 1225 мс. Таким образом, интервал времени, в течение которого происходит переход неравновесной замкнутой макроскопической системы в состояние равновесия для сточной воды полигонов, обработанной активированным раствором коагулянта сульфата алюминия на 16% больше, чем для сточной воды, обработанной обычным раствором коагулянта сульфата алюминия. Следовательно, активированный раствор коагулянта приводит к нарушению динамического равновесия водной системы, создавая условия для максимального возрастания подвижности молекул и ускорения процесса коагуляции.

В табл. 3.13 приведены результаты измерений времени релаксации  $T_1$  обычным и активированным растворами коагулянта сульфата алюминия, наглядно иллюстрирующие зависимость  $T_1$  от параметров активации.



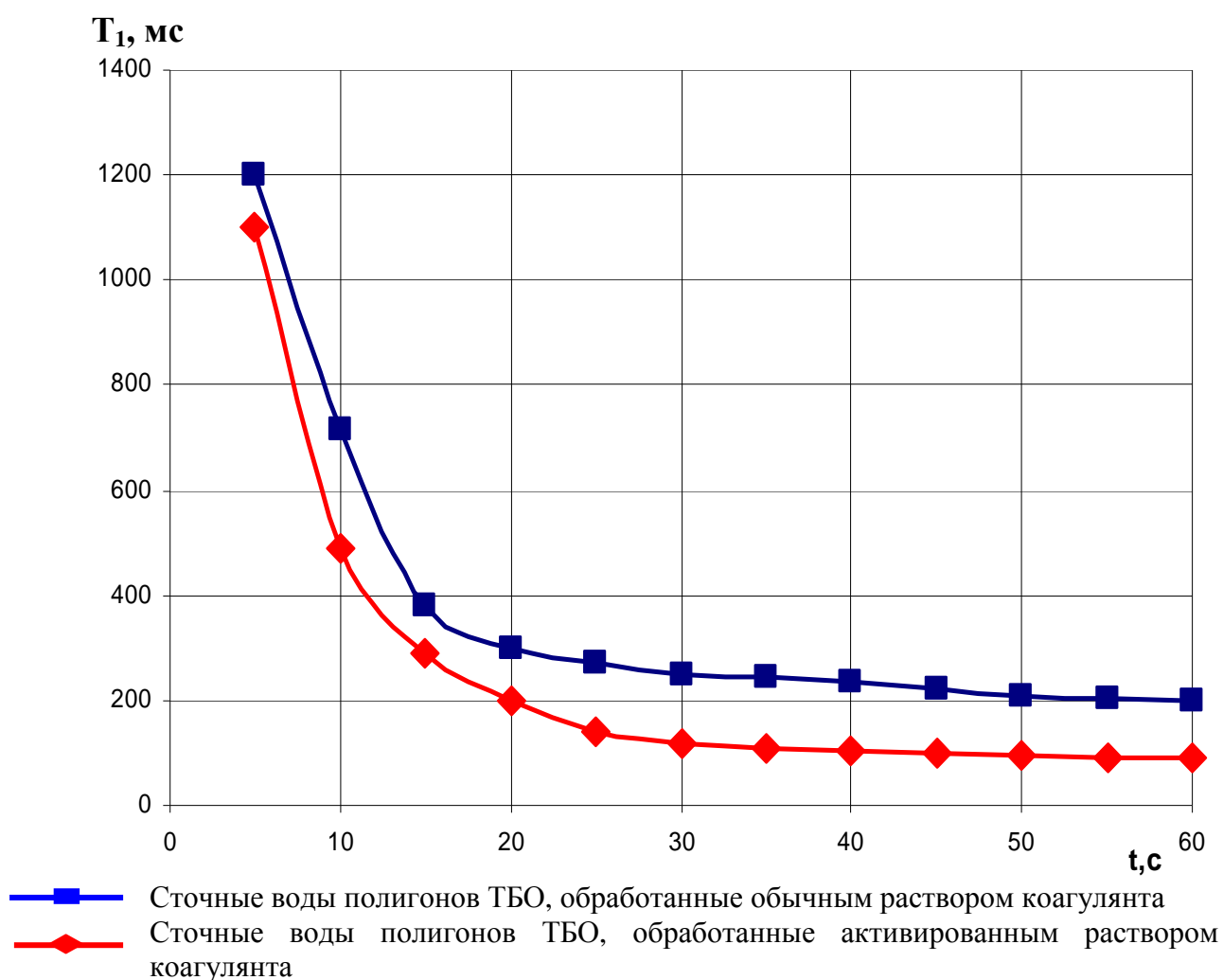
**Рис. 3.12** – Время релаксации протонов сточной воды полигонов ТБО обработанной обычным и активированным растворами коагулянта сульфата алюминия

**Таблица 3.13** – Изменение времени релаксации  $T_1$  в зависимости от параметров активации раствора коагулянта сульфата алюминия

Вид раствора коагулянта	Параметры активации		$T_1$ , мс	Изменение $T_1$ , %	Доверительный интервал
	Напряженность Н, кА/м	Содержание анодно-растворенного железа, мг/дм <sup>3</sup>			
Обычный	125	9,8	1031	–	1005 <a<1057
Активированный	270	14,2	1112	7,9	1084<a<1140
	680	17,1	1162	12,8	1132<a<1192
	850	18,2	1192	15,7	1162<a<1222
	1075	21,3	1201	16,5	1171<a<1231

Анализируя данные таблицы 3.13 можно сделать вывод, что промежуток времени, в течение которого неравновесная замкнутая макроскопическая система переходит в состояние равновесия, для активированного раствора сульфата алюминия на 7,9–16,5% больше, чем для обычного раствора коагулянта. Следовательно, активация раствора сульфата алюминия приводит к нарушению динамического равновесия водно–дисперсной системы и создает условия для образования ионных ассоциатов – зародышей новой фазы, выполняющих роль центров коагуляции при доочистке дренажных вод полигонов ТБО [6, 7].

На рис. 3.13 приведены кривые изменения времени релаксации  $T_1$  в процессе структурообразования осадка коагулируемой взвеси со сравнительно низкими дегидратирующими свойствами, для осадка на начальном этапе образования лимитирующей стадией является химическое взаимодействие с водой [7, 46, 50].



**Рис. 3.13–** Зависимость времени релаксации протонов сточной воды в процессе структурообразования осадка коагулированной взвеси

Удельная поверхность осадка коагулируемой взвеси незначительна по сравнению с удельной поверхностью структурированных комплексов, образующихся при очистке сточных вод, следовательно скорость изменения  $T_1$  практически отражает скорость изменения их в течение времени дегидратации осадка. Наклон первого участка кривых определяет скорость образования гидратных пленок, обволакивающих коагулированные примеси воды, наклон второго участка соответствует времени образования гидратных комплексов, которые образуются при доочистке дренажных вод.

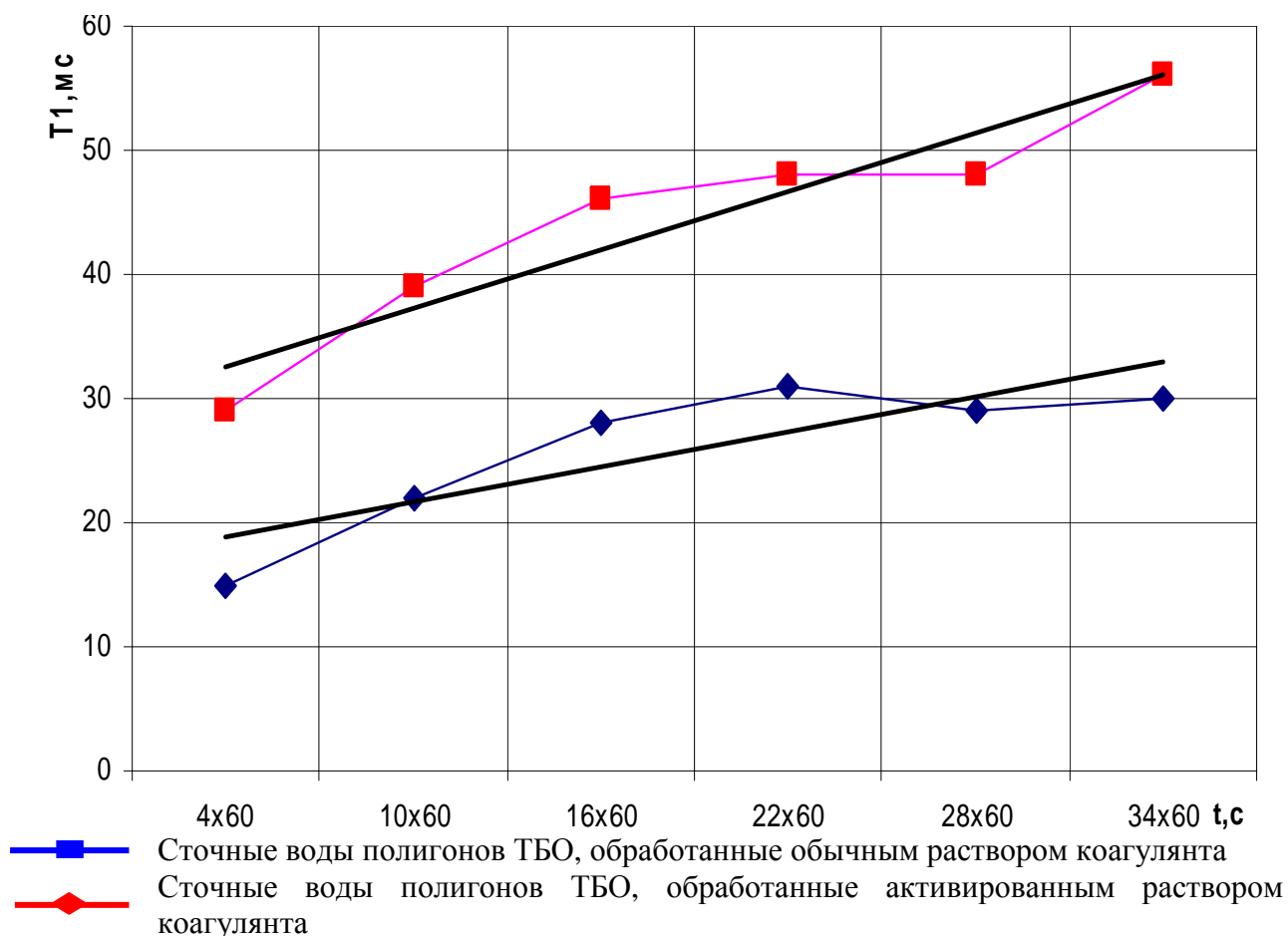
Скорость изменения времени релаксации  $T_1$  для осадка, который образовался при использовании обычного раствора коагулянта, выше, чем для осадка при использовании активированного раствора коагулянта. Таким образом, при использовании активированного раствора коагулянта образование на поверхности коагулированных примесей экранирующих пленок происходит медленнее, а процессы дегидратации образовавшихся в процессе очистки сточной воды гидратных структурированных комплексов – ускоряются.

Характер ядерно–релаксационной зависимости  $T_1=f(t)$  образовавшейся коагулированной взвеси при обработке раствором коагулянта сточной воды объясняется исходя из механизма протекания процесса коагуляции коллоидных и взвешенных веществ, содержащихся в очищенной дренажной воде (рис. 3.14).

Первый участок кривых характеризуется увеличением времени релаксации, что обусловлено «освобождением» молекул воды из связанного состояния в результате уменьшения удельной поверхности из-за упрочнения хлопьев. На втором участке кривой  $T_1=f(t)$  увеличение времени релаксации резко замедляется, что влечет за собой интенсивное формирование структуры коагулированных примесей.

Далее наблюдается незначительное укрупнение коагулированных примесей и, как показало дальнейшее измерение, значительного изменения времени релаксации  $T_1$  не происходит. При этом процесс гидратации образовавшейся коагулированной взвеси, обработанной активированным раствором коагулянта, протекает более полно и глубоко и заканчивается быстрее.





**Рис. 3.14** – Изменение времени релаксации  $T_1$  в процессе структурообразования осадка коагулированной взвеси при обработке дренажной воды полигонов ТБО

Таким образом, использование активированного раствора коагулянта позволяет увеличить время релаксации  $T_1$  в процессе коагуляции примесей, что вызвано, по-видимому, наличием дополнительных центров коагуляции следовательно, более значительным нарушением динамического равновесия в водно-дисперсной системе в процессе очистки воды.

Анализ экспериментальных данных, полученных с использованием ЯМР-метода, показывает, что активные центры коллоидной стадии дисперсности, образующиеся в растворах сульфата алюминия под действием магнитного поля, после стабилизации анодно-растворенным железом, выполняя роль дополнительных центров коагуляции, оказывают интенсифицирующее действие на процессы очистки дренажных вод полигонов [37, 39, 42, 74].

### **3.2.4. Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси**

Величина гидравлической крупности взвеси является одним из показателей эффективности работы отстойников.

Быстрое и полное разделение многокомпонентной системы, которой являются дренажные воды полигонов ТБО, в определенной степени зависит от гидравлической крупности взвеси, образуемой при обработке воды коагулянтами.

Использование для очистки воды активированного раствора коагулянта позволяет увеличить гидравлическую крупность коагулируемой взвеси и тем самым – интенсивность отстаивания сточных вод при их очистке. При обработке воды активированным раствором коагулянта увеличивается гидравлическая крупность коагулируемой взвеси, что приводит к более быстрому осветлению воды в отстойнике [5, 19, 25].

Исследования выполнялись на модельной воде, качественная характеристика которой представлена в предыдущих разделах. Условия эксперимента:

- температура – 11,6–12,4<sup>0</sup>С;
- напряженность магнитного поля – 725–850, кА/м;
- содержание анодно–растворимого железа–10,5–15,3 мг/дм<sup>3</sup>.

На рис. 3.15. показано влияние активированного раствора сульфата алюминия на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси при очистке дренажных сточных вод полигонов ТБО.

Установлено, что использование активированного раствора сульфата алюминия оказывает влияние на увеличение гидравлической крупности коагулируемой взвеси во всем диапазоне выполненных исследований: так, при использовании обычного раствора коагулянта содержание мелкой взвеси с гидравлической крупностью 0,1 мм/с составляет при обычном растворе коагулянта 64%, активированного раствора – 41%; при гидравлической крупности 0,2 мм/с–32% и 25% соответственно; при гидравлической крупности 0,3 мм/с– 35% и 12% соответственно; при гидравлической крупности 0,4 мм/с–18% и 10% соответственно.

Содержание мелкой взвеси составляет около 55% (рис.3.15), количество взвешенных веществ с гидравлической крупностью 0,2 мм/с – 27%; 0,3 мм/с и выше –18%. Содержание мелкой взвеси (менее 0,1 мм/с) составляет 15%, а при

обычной коагуляции – 55%, 0,2 мм/с – приблизительно одинаково (31% и 27%). Но увеличивается приблизительно в 2 раза количество взвеси 0,3 мм/с и более (33% и 15%). Взвешенные вещества с гидравлической крупностью 0,4 мм/с и более при использовании активированного коагулянта составляет 21% от общего содержания, при коагуляции обычным коагулянтом – всего 3%.

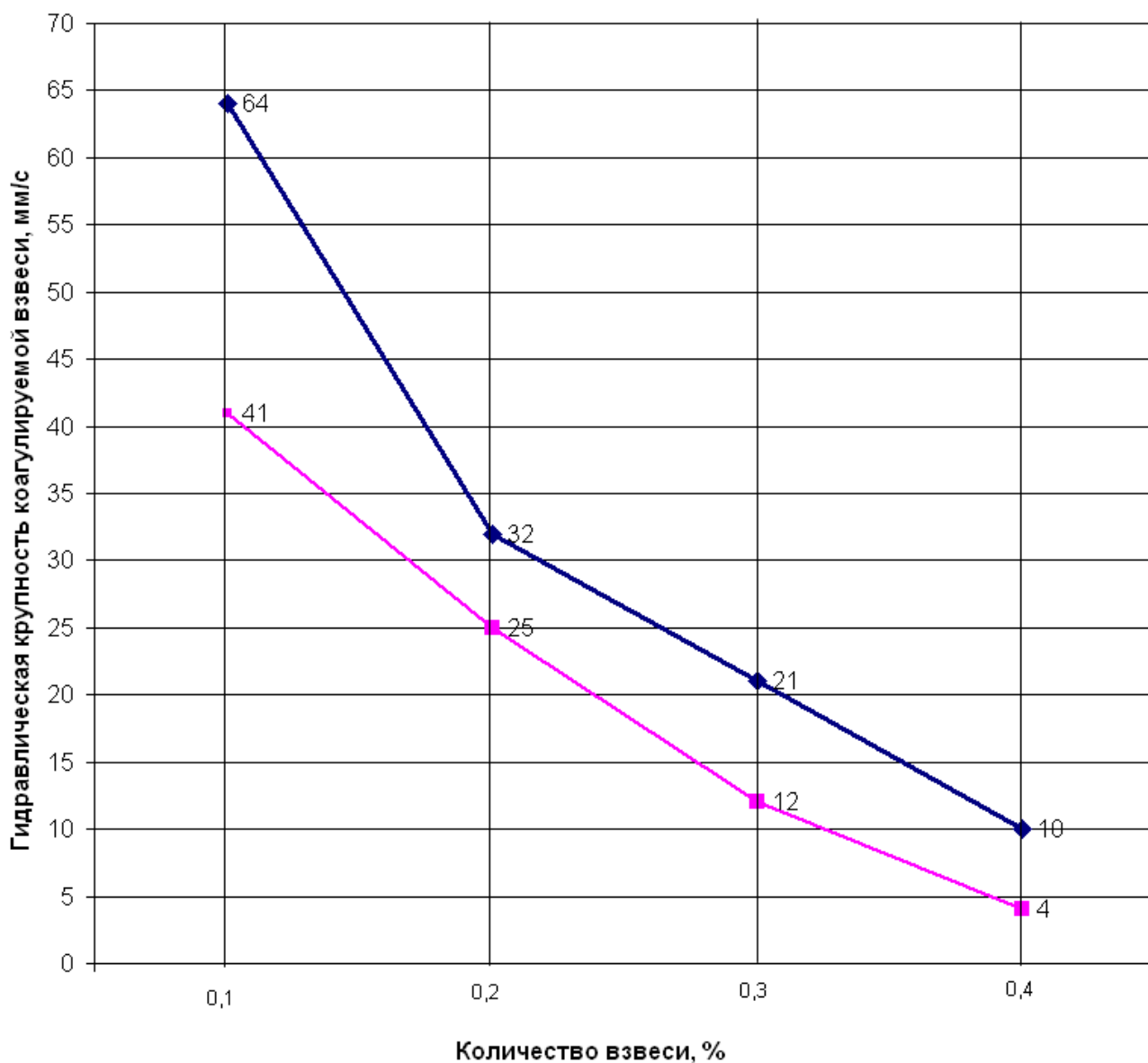
При исследовании воздействия активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси было установлено, что эффективность зависит от содержания взвешенных веществ в исходной воде. Диапазон применения активированного раствора находится в пределах 25–250 мг/дм<sup>3</sup>. Наилучший результат исследований был зафиксирован при содержании взвешенных веществ в исходной воде 100–150 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 3.16).

С увеличением количества взвеси до 250 мг/дм<sup>3</sup> эффективность обработки уменьшается, а при дальнейшем повышении содержания взвешенных веществ использование активированного раствора коагулянта становится нецелесообразным. При уменьшении содержания взвешенных веществ до 25–50 мг/дм<sup>3</sup> эффективность использования раствора коагулянта также уменьшается: при мутности 25 мг/дм<sup>3</sup> взвешенные вещества с гидравлической крупностью 0,2 мм/с удаляются на 23,1%, а 1,2 мм/с – 10,2%; при мутности 50 мг/дм<sup>3</sup> соответственно 26,2% и 12,5%; 100 мг/дм<sup>3</sup> — 41,6% и 24,1%.

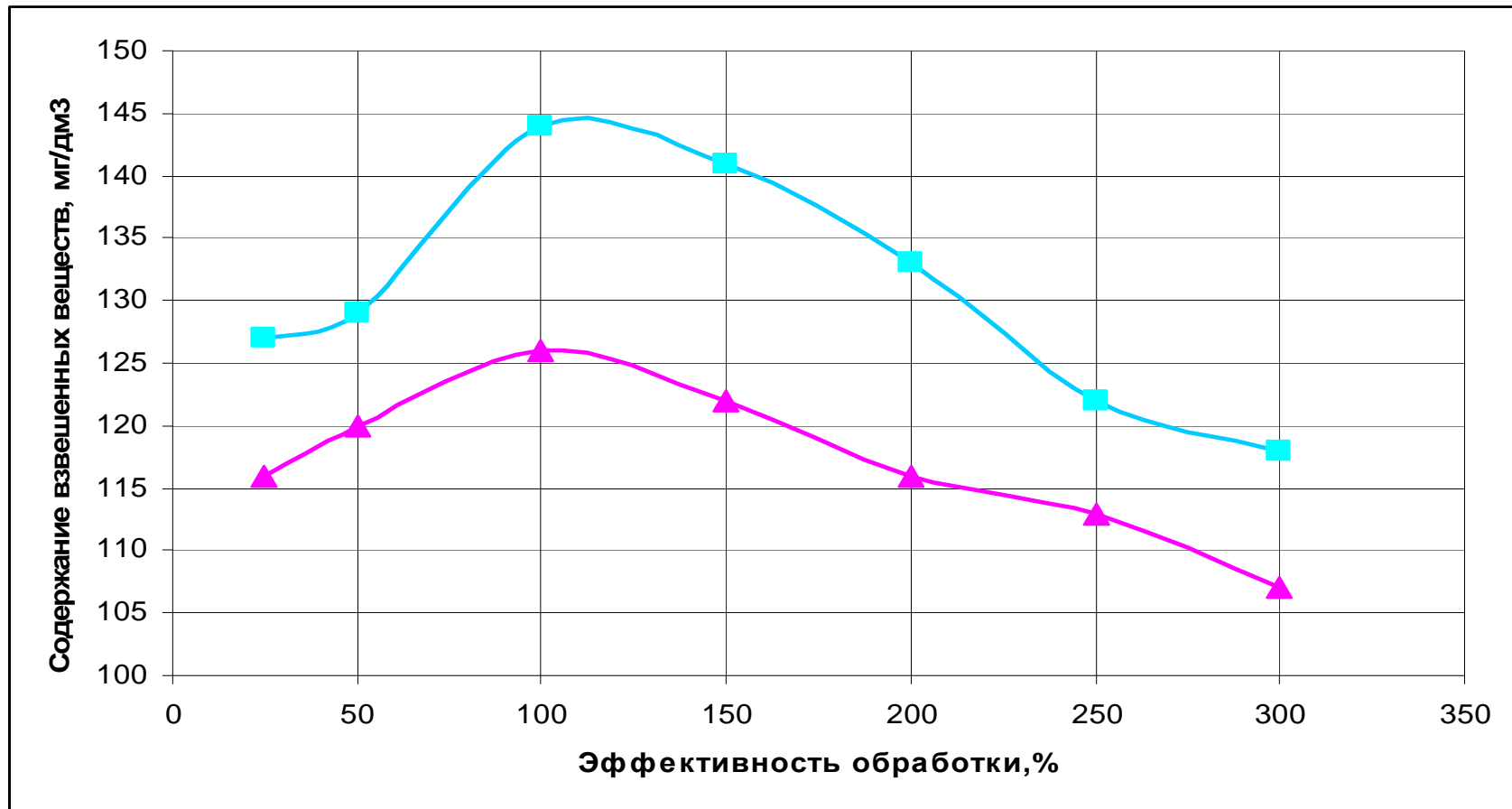
Таким образом, эффективность воздействия активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность повышается с уменьшением последней, что подтверждается проведенными исследованиями для всего диапазона обработанной воды.

Количество выпавшей взвеси в сточной воде, обработанной активированным раствором коагулянта, значительно выше чем при обычной коагуляции. Так, взвесь крупностью 0,2 мм/с при использовании активированного раствора коагулянта удаляется на 91,1%, при обычном – на 67,8%. С увеличением гидравлической крупности коагулируемой взвеси эффективность удаления взвеси немного снижается: наибольшее количество взвеси при обработке воды активированным раствором коагулянта достигается при гидравлической крупности 0,2 мм/с, а наименьшее – при 1,2 мм/с.

Следовательно, обработка дренажных вод полигонов ТБО активированным раствором коагулянта способствует повышению гидравлической крупности коагулируемых взвешенных веществ, при этом увеличивается количество взвеси, оседающей с различной гидравлической крупностью, что в итоге интенсифицирует процесс очистки воды.



**Рис. 3.15** – Влияние активированного раствора сульфата алюминия на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси при очистке дренажных сточных вод полигонов ТБО ( $t=12,1^{\circ}\text{C}$ ;  $H=825\text{ kA/m}$ ;  $\text{Fe}^{3+}=12,5\text{ мг/дм}^3$ ).



**Рис. 3.16**– Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой смеси, в зависимости от содержания взвешенных веществ ( $t=12,1^{\circ}\text{C}$ ;  $H = 825 \text{ kA/m}$ ;  $\text{Fe}^{3+}=12,5 \text{ мг/дм}^3$ ):

—■— гидравлическая крупность  $\geq 0,2 \text{ мм/с}$ ;

—▲— то же,  $\geq 1,2 \text{ мм/с}$

Примечание: за 100% принято содержание взвешенных веществ при обычной коагуляции

### 3.2.5. Повышение эффективности процессов доочистки дренажных вод полигонов ТБО на механических фильтрах с зернистой загрузкой

В предложенной технологической схеме очистки дренажных вод полигонов ТБО применяется фильтрование на механических фильтрах с зернистой загрузкой.

Процесс фильтрования по Д.М. Минцу [65] – это результат двух противоположно направленных процессов: прилипание задерживаемых частиц к макроповерхности и отрыва ранее прилипших частиц и переноса их под влиянием гидродинамических сил потока. В каждом элементарном слое загрузки осветление воды происходит до тех пор, пока силы отрыва частиц не превысят силы адгезии или аутогезии (взаимодействие между частицами в отложениях). Накопление отложений в зернистом слое приводит к увеличению сил отрыва. Соотношение между силами адгезии и гидродинамическими усилиями, возникающими при движении воды, можно записать в виде следующего неравенства:

$$\frac{\Gamma_m \delta}{f(l)} \gg 3\pi\delta\eta V_n, \quad (3.7)$$

где  $\Gamma_m$  – константа адгезии двух веществ (константа Гамакера);

$\delta$  – размер прилипающих частиц;

$f(l)$  – величина, зависящая от формы частиц и расстояния между ними;

$V_n$  – составляющая скорости потока, нормальная к поверхности частицы;

$\eta$  – вязкость воды.

Левая половина неравенства характеризует силы адгезии, правая – гидродинамические усилия.

Отрыв частиц под действием водного потока происходит, когда сила отрыва  $F_{отр}$  в состоянии преодолеть силу адгезии  $F_{ад}$  и массу частиц  $P$ , т.е..

$$F_{отр} \geq \mu(F_{ад} + P), \quad (3.8)$$

где  $\mu$  – коэффициент трения.

Если  $F_{ад} \gg P$ ,  $F_{отр} \gg \mu F_{ад}$ .

Сила воздействия потока на частицу зависит от плотности и вязкости среды, диаметра частиц, скорости потока и условия обтекания прилипших частиц потоком.

Согласно исследованиям, выполненным Д.М. Минцем, Л.А. Кульским и др. [65, 67] критерием оптимального режима фильтрования служит соотношение между продолжительностью защитного действия загрузки  $t_3$  и временем работы

фильтра до момента достижения предельной потери напора  $t_n$ , что обеспечивает оптимальные режимы фильтрования воды через зернистую загрузку фильтра.

Сравнительные данные влияния обработки сточной воды активированным раствором коагулянта на продолжительность защитного действия загрузки каркасно–засыпного фильтра и время достижения предельно допустимой потери напора при очистке дренажных вод приведены в таблицах 3.13 и 3.14 соответственно, визуализация полученных опытных данных выполнена на рис. 3.16 и 3.17.

**Таблица 3.13** – Сравнительные данные продолжительности защитного действия загрузки каркасно–засыпного фильтра при обработке дренажных вод полигонов ТБО обычным и активированным растворами коагулянта

N серии эксперимента	Продолжительность защитного действия загрузки, ч			
	Активированный раствор коагулянта	Среднее значение	Обычный раствор коагулянта	Среднее значение
1	9,2	9,5	7,3	7,5
	9,4		7,4	
	9,9		7,8	
2	8,7	9	6,9	7,2
	9,1		7,3	
	9,2		7,4	
3	8,1	8,3	6,8	7,1
	8,2		7,2	
	8,6		7,3	
4	8,2	8,4	6,7	7
	8,3		7,1	
	8,7		7,2	
5	8,6	9	6,9	7,2
	9,1		7,3	
	9,3		7,4	
6	9,1	9,3	7,5	7,5
	9,2		7,4	
	9,6		7,6	
7	8,8	9	7,3	7,5
	8,9		7,4	
	9,3		7,8	
8	8,2	8,5	6,5	7
	8,4		7,2	
	8,9		7,3	

Анализ данных свидетельствует, что вследствие более интенсивного протекания процессов осаждения примесей в отстойнике и снижения структурно-механической гидратации коагулирования осадков, имеющих место при обработке воды активированным раствором коагулянта, продолжительность защитного действия загрузки фильтра увеличивается в среднем на 26,2%, время достижения предельно допустимой потери напора – в среднем на 32,5% без ухудшения качества фильтрата.

**Таблица 3.14.** – Сравнительные данные времени достижения предельно допустимой потери напора каркасно-засыпного фильтра при обработке дренажных вод полигонов ТБО обычным и активированным растворами коагулянта

N серии эксперимента	Время достижения предельно-допустимой потери напора фильтра, ч			
	Активированный раствор коагулянта	Среднее значение	Обычный раствор коагулянта	Среднее значение
1	8,1	8,3	6,5	6,7
	8,2		6,6	
	8,6		7,0	
2	7,7	7,9	6,0	6,2
	7,8		6,1	
	8,2		6,5	
3	7,5	7,7	5,6	5,9
	7,6		5,8	
	8,0		6,3	
4	7,3	7,5	5,5	5,9
	7,4		5,8	
	7,8		6,4	
5	7,9	8,2	6,4	6,6
	8,3		6,5	
	8,4		6,9	
6	7,5	7,5	6,5	6,8
	7,4		6,7	
	7,6		7,2	
7	8,1	8,3	6,4	6,8
	8,2		6,9	
	8,6		7,1	
8	8,4	8,7	6,3	6,6
	8,8		6,5	
	8,9		7,0	



Исследования показали, что продолжительность защитного действия загрузки возрастает с увеличением плотности коагулированных примесей за счет уменьшения их структурно–механической гидратации, что позволяет увеличить защитное действие кварцевой загрузки по сравнению с обычной коагуляцией примесей. Одновременно увеличивается время достижения предельно допустимой потери напора. Более того, при обычном коагулировании продолжительность защитного действия загрузки изменяется скачкообразно в зависимости от температуры воды, а при использовании активированного раствора коагулянта защитное действие загрузки более стабильно, что повышает санитарную надежность процесса очистки сточных вод. Аналогичные явления были зафиксированы при анализе времени достижения предельно допустимой потери напора.

Продолжительность защитного действия зернистой загрузки скорых фильтров определяется отношением:

$$t_3 = \frac{1}{K'} \cdot \left( \frac{x}{v^{1,7} \cdot d^{0,7}} - \frac{x'_0 d}{v} \right), \quad (3.9)$$

$$t_3 = \frac{1}{K} \cdot \frac{b}{a} \left( x - \frac{x_0}{b} \right), \quad (3.10),$$

где  $x_0$  и  $K$  – константы, зависящие только от величины  $\frac{C}{C_0}$  и принимаемые по

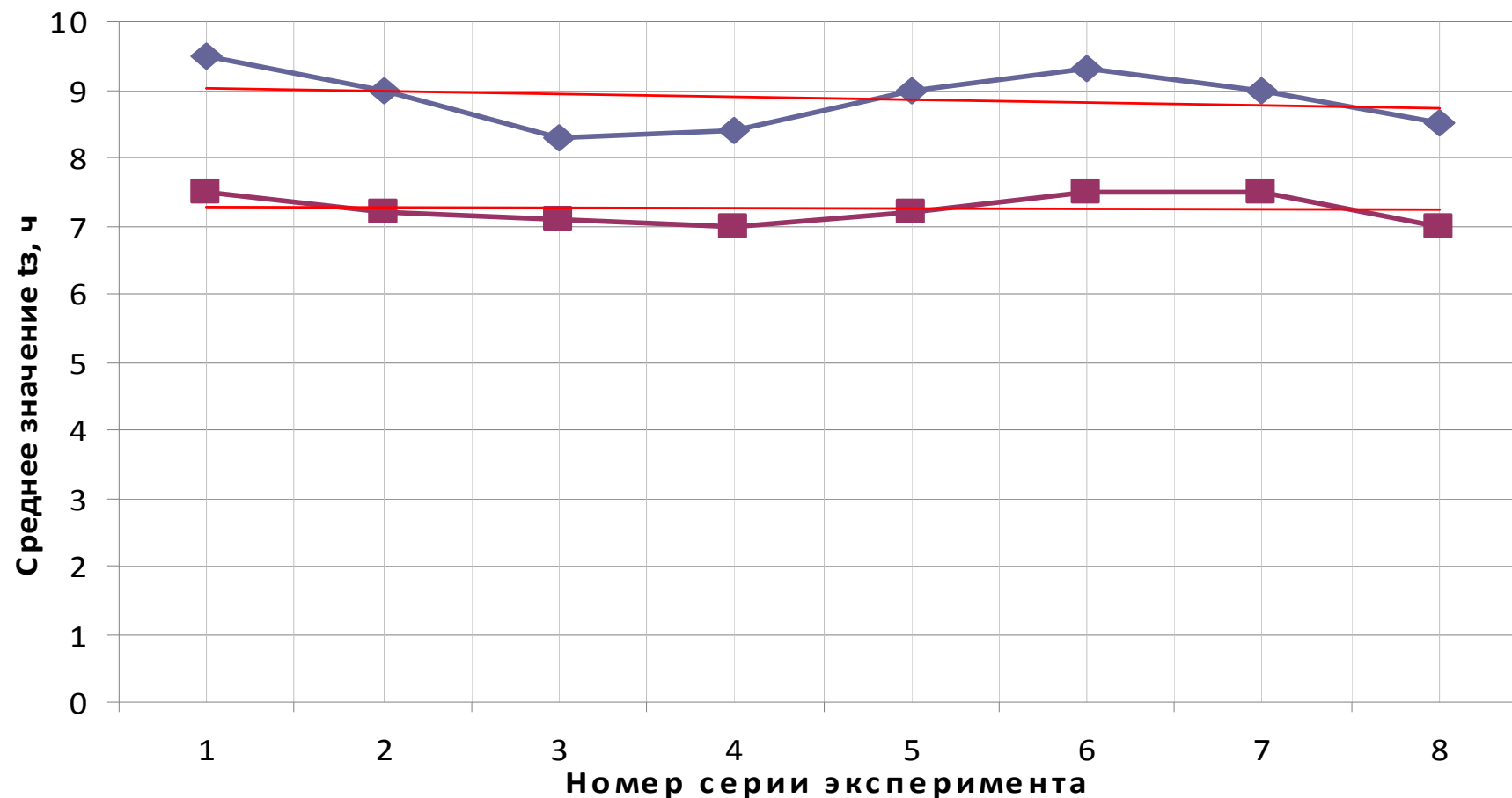
диаграммам, составленным Д.М. Минцем;

$b$  – параметр, характеризующий интенсивность прилипания;

$\frac{a}{b}$  – скорость проникновения хлопьев вглубь загрузки, которая

уменьшается с увеличением прочности хлопьев.

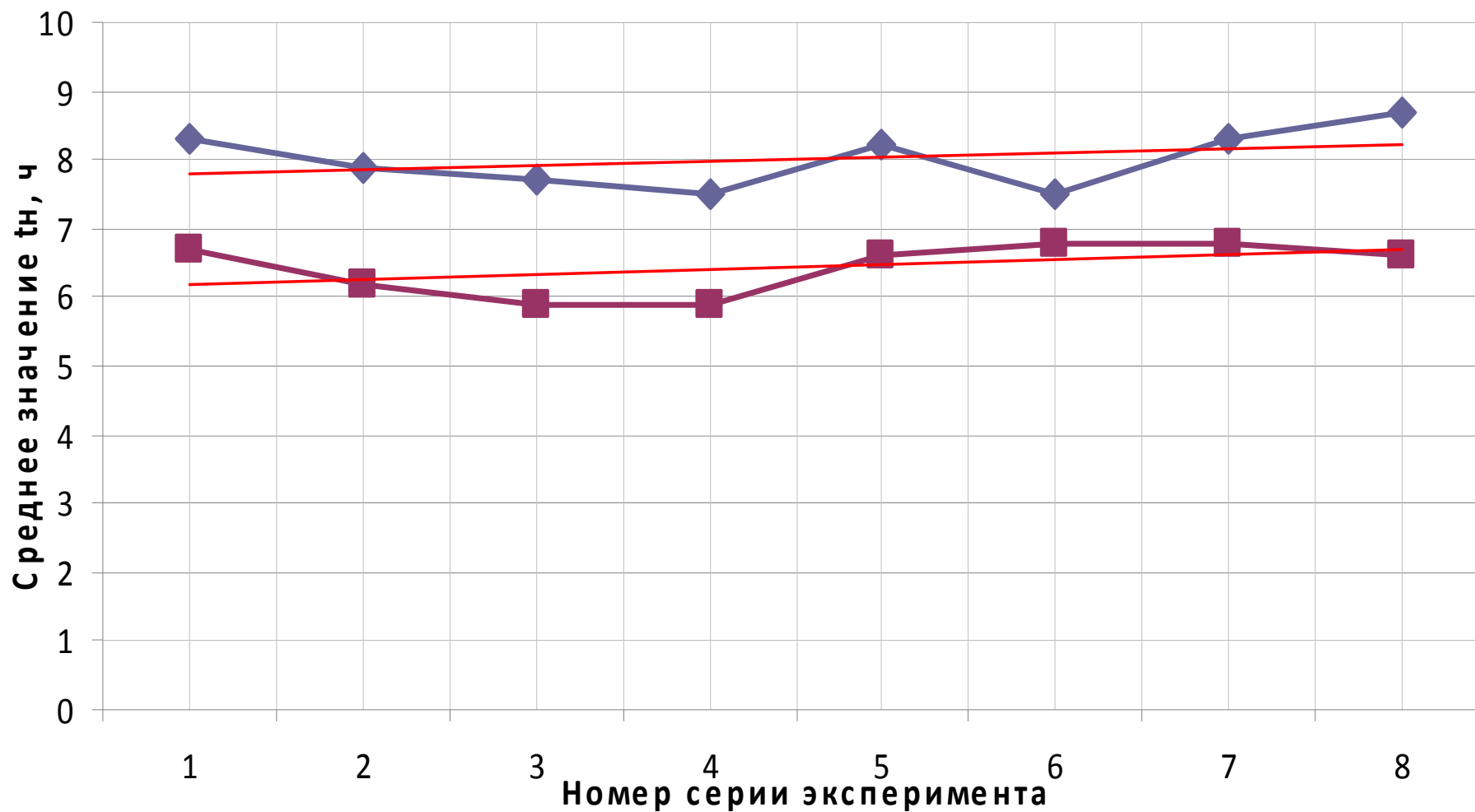
Согласно формулы 3.10, увеличение продолжительности защитного действия загрузки позволяет увеличить скорость фильтрования без ухудшения качества фильтрата.



— Продолжительность защитного действия загрузки каркасно-засыпного фильтра при активированном растворе коагулянта.

— Продолжительность защитного действия загрузки каркасно-засыпного фильтра при обычном растворе коагулянта.

**Рис. 3.12** – Влияние обработки дренажных вод активированным раствором коагулянта на продолжительность защитного действия загрузки ( $t_3$ )



— Время достижения предельно допустимой потери напора фильтра при активированном растворе коагулянта.

— Время достижения предельно допустимой потери напора при обычном растворе коагулянта.

**Рис. 3.13** – Влияние обработки дренажных вод активированным раствором коагулянта на время достижения предельно допустимой потери напора ( $t_n$ .)

## Выводы

1. Для улучшения процесса контактной коагуляции при дефосфатизации сточных вод необходимо максимально сокращать время от момента введения коагулянта в обрабатываемую воду до поступления ее в зернистый слой.
2. Эффективность очистки сточных вод при использовании активированного раствора коагулянта зависит в значительной степени от параметров активации раствора коагулянта: напряженности магнитного поля и содержания анодно-растворенного железа в растворе коагулянта.
3. Установлены оптимальные параметры активации растворов коагулянтов сульфата алюминия и хлорида железа.
4. Установлено, что при других параметрах активации растворов коагулянтов эффективность удаления фосфатов является достаточно высокой по сравнению с обработкой сточных вод обычным раствором коагулянта.
5. Температура сточных вод практически не оказывает влияния на процесс дефосфатизации при обработке сточных вод активированным раствором коагулянта.
6. Применение активированных растворов реагентов при доочистке биологически очищенных сточных вод на контактных осветлителях позволяет интенсифицировать процесс дефосфатизации сточных вод.
7. Анализ опытных данных показал, что применение активированных растворов реагентов позволяет снизить их расчетную дозу в среднем на 25–32 %, при этом качество осветленной воды остается прежним по сравнению с использованием обычных растворов коагулянтов.
8. Использование активированного раствора коагулянта позволяет уменьшить гидратацию коагулированных примесей сточных вод, что позволяет ускорить процесс хлопьеобразования, повысить удельный вес образующихся хлопьев, величина которого влияет на осаждаемость коагулированных примесей и образующийся осадок. Это в свою очередь, позволит ускорить процесс осветления сточной воды в целом.
9. К основным факторам, влияющими на эффект очистки сточных вод на биодисках, можно отнести силы сцепления контактной среды которые измеряются силой отрыва на единицу площади контакта.
10. Установлено, что при использовании активированного раствора сульфата алюминия происходит увеличение сил сцепления контактной среды, что

влечет за собой интенсификацию очистки воды, повышение эффективности процесса, что способствует снижению доз коагулянта при реагентной подготовке фильтрата.

11. Анализ экспериментальных данных, полученных с использованием ЯМР – метода, показывает, что активные центры коллоидной стадии дисперсности, образующиеся в растворах сульфата алюминия под действием магнитного поля, после стабилизации анодно–растворенным железом, выполняя роль дополнительных центров коагуляции, оказывают интенсифицирующее действие на процессы очистки дренажных вод полигонов.
12. Согласно проведенным исследованиям, эффективность воздействия активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность повышается с уменьшением последней.
13. Анализ экспериментальных данных свидетельствует, что вследствие более интенсивного протекания процессов осаждения примесей в отстойнике и снижения структурно–механической гидратации коагулирования осадков, при обработке воды активированным раствором коагулянта продолжительность защитного действия загрузки фильтра увеличивается в среднем на 26,2%, время достижения предельно допустимой потери напора – в среднем на 32,5% без ухудшения качества фильтрата.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

В современных условиях особое внимание уделяется различным способам интенсификации процессов очистки сточных вод, совершенствованию существующих технологий очистки, а также внедрению новых методов и технологических приемов, позволяющих повысить качество очистки сточных вод и уменьшить антропогенное влияние на экосистему, для этих целей целесообразно применять ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод, позволяющие экономить материальные и природные ресурсы.

Все большее значение приобретают физико-химические методы, в частности рассмотренный метод применения активированных растворов коагулянтов. Он позволяет интенсифицировать процессы очистки сточных вод, снизить расходы реагентов, которые используются при очистке сточных вод, без ухудшения качества очищенной воды, уменьшить затраты на эксплуатацию очистных сооружений, уменьшить себестоимость очистки.

Экономическая и технологическая целесообразность применения активированных растворов коагулянтов в процессах доочистки сточных вод подтверждена исследованиями, выполненными в лабораторных условиях и на опытно-промышленной пилотной установке.

Разработанный метод интенсификации процесса очистки сточных вод с применением активированных растворов коагулянтов прошел апробацию, технологические приемы и конструктивные решения для их реализации защищены патентами Украины № 86545, № 45046, № 45190, № 53298.

## СПИСОК ИСТОЧНИКОВ

1. Алексеев М.И. Удаление азота и фосфора из сточных вод С.– Петербурга / М.И. Алексеев, Б.Г. Мишуков, С.Г. Гумен и др. // Водоснабжение и санитарная техника. – М., 1998. – №10. - С. 11–12.
2. Бабенков Е.Д. Очистка воды коагулянтами. – М.: Наука, 1977. – 365 с.
3. Белова Л.А. Исследование влияния водоподготовки на структуру и свойства тяжелых бетонов: автореф. дис. канд. техн. наук. – Х.: ХАДИ, 1979. – 28 с.
4. Бензарь В.К. Техника СВЧ – влагометрии. Минск: Высшая школа, 1974. – 253 с.
5. Благодарная Г.И. Влияние активированного раствора полиакриламида на прочность гелей гидроксида алюминия // Вестник Харьковского государственного политехнического университета.– Х.: ХГПУ, 2000. - Вып. 77. – С. 2–3.
6. Благодарная Г.И. Влияние активированных растворов флокулянтов на изменение структурно–механической гидратации коагулированных примесей // Науковий вісник будівництва.– Х.: ХДТУБА, 2002. – Вип. 19. - С. 99–103.
7. Благодарная Г.И. Исследование методом ЯМР–релаксации влияния активированного раствора флокулянта на процессы очистки воды // Коммунальное хозяйство городов: науч.–техн. сб.– К.: Техніка, 2002. – Вып.45. - С. 117–121.
8. Благодарная Г.И. Интенсификация работы скорых фильтров очистных сооружений водопровода г. Краматорска // Коммунальное хозяйство городов: науч.–техн. сб.– К.: Техніка, 2001. – Вып. 29. - С. 3–5.
9. Бондарев А.А. Удаление соединений азота из сточных вод / А.А. Бондарев // Очистка природных и сточных вод: тез. Всесоюз. науч.–техн. совещ., 9–13 октября 1989 г. – М., 1989. – С. 105–106.
10. Технология биологического удаления азота и фосфора на станциях аэрации / Б.В. Васильев, Б.Г. Мишуков, И.И. Иваненко и др. // Водоснабжение и санитарная техника. – М., 2001. – №5. – Часть 1. – С. 22–25.
11. Вайсман Я.И. К вопросу о выборе метода очистки фильтрационных вод полигонов ТБО / И.С. Глушанкова, Л.В. Рудакова, Я.И. Вайсман //

Проблемы окружающей среды на урбанизированных территориях. – Вена-Пермь, 2001. – С. 12–22.

12. Вашман Н.А. Ядерная магнитная релаксация и ее применение в химической физике / Н.А. Вашман, И.С. Пронин - М.: Наука, 1979. – 274 с.
13. Вилсон Д. Утилизация твердых отходов. Том 1. (перевод с английского) / Д. Вилсон - М.: Стройиздат, 1985. – 336 с.
14. Вопросы теории и практики магнитной обработки воды и водных систем / Сб. третьего всесоюзного совещания. – Новочеркасск: НПИ, 1975. – 265 с.
15. Воронов Ю.В. Водоотведение: Учебник / Ю.В. Воронов, Е.В. Алексеев, В.П. Саломеев, Е.А. Пугачев - М.: ИНФРА - М, 2007. – 415 с.
16. Baker K.H. Effect of Oxidizing Disinfectants (Chlorine, Monochloramine and Ozone) on *Helicobacter pylori* / K.H. Baker, J.P. Hegarty, B. Redmond et al. // Applied and Environmental Microbiology. – 2002. – V.68 - № 2. – P. 981–984.
17. Cloete T.E. The role of *Acinetobacter* as a phosphorus removing agent in activated sludge / T.E. Cloete, P.L. Steyn // Water Resistant. – 1988. - 22. - №8. – P. 971–976.
18. Dushkin S.S. Application of Activated Reagent Solution in Water Treatment / Vadni hospodarstvi. - Crechoslovakia - Series B – 38 - 6, 1989. – 3 p.
19. Gradl T. Kostenminimierung im Kläranlagenbau durch Verfahrenskombination / T. Gradl // Koresspondens Abwasser. – 1982. – 29.– № 9. – P. 621–624.
20. Gros H. Optimierung der Flockungstiltration zur weitergehenden Abwasserreinigung / H. Gros // Wasser und Boden. – 1982. – 34. – № 11. – P. 500–504.
21. Hunt S.M.. Hypothesis for the Role of Nutrient Starvation in Biofilm Detachment / S.M. Hunt, E.M. Werner, B. Huang et al. // Applied and environmental microbiology, 2004. – V.70, N 12. – P. 7418–7425.
22. Lida Y. Nitrogen removal from municipal wastewater by single submerged filter / Y. Lida, A. Teranishy // Water Pollution Control Federation. – 1984. – v. 56, N 3. – P. 251–258.
23. Melike Yalili Kische, Kadir Kestioglu, Taner Yonar Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods // Biology Environmental Scientific 1 (1) – 2007.– С. 37–43.



24. Randtke S.J. Chemical Pretreatment for Activated Report / S.J. Randtke, C.P. Jespen // J.AWWA/ – 1981. – №73(8). – P. 411.
25. Wolf P. Stickstoffoxidation und Naehrstoffelimination der technischen Abwasserreinigungsanlagen – Grundsatzliches und Betriebserfahrungen / P. Wolf // Wasserwirtschaft. – 1987. – 77. – №3. – P. 115–119.
26. Гандурина Л.В. Реагентный способ удаления соединений фосфора из сточных вод / Л.В. Гандурина, Л.Н. Буцева, В.С. Штондина и др. // Водоснабжение и санитарная техника. – М., 2001. – №6. – С. 18–20.
27. Гончарук В.В. Очистка дренажных вод свалок твердых бытовых отходов баромембранным методом / В.В. Гончарук, М.Н. Балакина, Д.Д. Кучерук и др. // Химия и технология воды. – 2007. – т. 28. – №5. – С. 462–471.
28. Глушанкова И.С. Исследование возможности очистки фильтрационных вод полигонов захоронения ТБО методом озонирования / И.С. Глушанкова, А.Г. Миков, А.Б.Соломонов // Химия, технология, промышленная экология неорганических соединений. – Пермь: ПТУ – 2003. – №2. – С. 12–15.
29. Гончарук В.В. Предмембранная обработка дренажных вод свалок ТПВ / В.В. Гончарук, М.Н. Балакина, Д.Д. Кучерук и др. // Химия и технология воды. – 2007. – т. 29. – № 1. – С. 42–53.
30. Гриценко А.В. Технологические основы промышленной переработки отходов мегаполиса. / А.В. Гриценко, Н.П. Горох и др. – Х.: ХНАДУ, 2005. – 340 с.
31. Грязев В.Ю. Экологические технологии: методы оптимизации очистки сточной воды от биогенных элементов на канализационных очистных сооружениях / В.Ю. Грязев, Л.Ф. Комарова // «Инженерная экология». – № 1. – М.: Изд-во «Инженерная экология», 2004. – С. 37 – 43.
32. Грушко И.М. Основы научных исследований / И.М. Грушко, В.М. Сиденко – Х.: Вища школа, 1983. – 222 с.
33. Данилович Д.А. Удаление биогенных элементов / Д.А. Данилович, В.А. Мухин, Ф.А. Дайнеко // Водоснабжение и санитарная техника. – М., 1998. – №9. – С. 10–12.
34. Дмитриева А.П. Очистка сточных вод от биогенных веществ / А.П. Дмитриева // Водоснабжение, канализация и диспетчеризация

инженерного оборудования: сб. науч. тр. ЦНИИЭП инженерного оборудования. – М., 1987. – С. 99–105.

35. Доберл Г. Генезис фильтрационных вод полигонов ТБО. Пер. с нем. / Г. Доберл, Т. Лахнер // Проблемы окружающей среды на урбанизированных территориях. – Варна-Пермь, 1997. – С.14–21.
36. Душкин С.С. О «магнитной памяти» воды, подвергнутой воздействию внешнего магнитного поля / С.С. Душкин, Г.И. Благодарная // XXXIV научно–техническая конференция преподавателей, аспирантов и сотрудников ХНАГХ – Х.: ХНАГХ, 2008. – С. 165–166.
37. Душкин С.С. Интенсификация реагентных методов очистки воды. Уч. пособие / С.С. Душкин – К.: Вища школа, 1990. – 168 с.
38. Душкин С.С. Разработка и обоснование конструкционного модуля аппаратов для магнитной обработки воды / С.С. Душкин // Тез. докл. XXIX научно–технич. конференции ХГАГХ. – Х.: ХГАГХ, 1998. – С. 1.
39. Душкин С.С. Ресурсосберегающие технологии очистки природных и сточных вод / С.С. Душкин // Сб. Коммунальное хозяйство городов. – К.: Техника, 2003. - Вып. 51. - 6 с.
40. Душкин С.С. Улучшение технологии очистки природных и сточных вод / С.С. Душкин – К.: Вища школа, 1988. – 148 с.
41. Душкин С.С. Интенсификация процессов обработки магнитным полем природных и сточных вод / С.С. Душкин, Ю.П. Беличенко – М.: ВНИИИС, 1987. – 76 с.
42. Душкин С.С. Способ очистки природных и сточных вод. А. с. №1707917 / С.С. Душкин, В.И. Беляев // Откр., изобр., пром. образцы, товарн. знаки. 1992. – №3. - 4 с.
43. Душкин С.С. Опытнo–промышленные испытания активированных растворов флокулянтов / С.С. Душкин, Г.И. Благодарная // Сб. докладов Международного конгресса ЭТЭВК–2003. - Ялта, 2003. – С. 84–88.
44. Душкин С.С. Ресурсосберегающая технология очистки природных вод / С.С. Душкин, Г.И. Благодарная // Материалы 3–х академических чтений, проведенных в ПГУПСе 11 и 12 апреля 2006 г. – Санкт–Петербург: ООО "Издательство "ОМ–Пресс", 2006. – С. 7–8.
45. Душкин С.С. Теория активирования растворов реагентов, используемых в процессах очистки воды / С.С. Душкин, Г.И. Благодарная,

- О.В. Володченко // Науковий вісник будівництва – Х.: ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2005. – Вип. 30. - Том №2 - С. 47-53.
46. Душкин С.С. Водоподготовка и процессы микробиологии. Уч. пособие / С.С. Душкин, Л.И. Дегтерёва, А.Л. Яровинская – К.: Вища школа, 1996. – 62 с.
47. Душкин С.С. Магнитное поле и процессы водообработки / С.С. Душкин, Кульский Л.А. – К.: Наукова думка, 1987. – 112 с.
48. Душкин С.С. Повышение эффективности работы фильтров очистных сооружений водопровода / С.С. Душкин, Е.Б. Сорокина, Г.И. Благодарная // Вестник Харьковского государственного политехнического университета. – Х.: ХГПУ, 1999. – Вып. 65. - С. 30–34.
49. Душкин С.С. Ресурсосберегающая технология подготовки активированных растворов реагентов для интенсификации процессов очистки воды / С.С. Душкин, Е.Б. Сорокина, Г.И. Благодарная // Вестник Харьковского государственного политехнического университета – Х.: ХГПУ, 2000. – Вып. 79. - С. 5–6.
50. Душкин С.С. Анализ эффективности использования комплексных технологий очистки фильтрационных вод полигонов ТБО / С.С. Душкин, М.В. Солодовник // XXXIV научно–техническая конференция преподавателей, аспирантов и сотрудников Харьковской национальной академии городского хозяйства. Программа и тезисы докладов. Часть I. Строительство, архитектура, экология, общественные науки – Х.: ХНАГХ, 2010. - С. 152–153.
51. Жаппарова Ж.М. Исследование возможности применения различных коагулянтов для очистки фильтрационных вод полигона ТБО / Ж.М. Жаппарова // Фундаментальные исследования. - №4, 2008. - С.15–17.
52. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками / Н.С. Жмур – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с. – ISBN 5–901652–05–3.
53. Закон України “Про відходи” від 5 березня 1998 року, зі змінами та доповненнями. № 187/98-ВР.
54. Залетова Н.А. Эффективные процессы удаления фосфора из городских сточных вод / Н.А. Залетова, Н.В. Исаева // Эффективные технологические

- процессы и оборудование для очистки сточных вод: Сб. науч. тр. АКХ. – М., 1988. – С. 32–40.
55. Залетова Н.А. Удаление азота и фосфора – актуальная задача для городских станций аэрации / Н.А. Залетова // Известия Жилищно-коммунальной академии. Городское хозяйство и экология. – М., 1995. – №1. С. 33–39.
56. Захватаева Н.В. Технология одностадийного процесса нитри-денитрификации / Н.В. Захватаева, А.С. Шеломков // Водоснабжение и санитарная техника. – М., 1996. – №6. - С. 17–18.
57. Ив Дюфурне (Франция). Улучшенный процесс удаления биогенных элементов в затопленном биофильтре с восходящим потоком / Ив Дюфурне – М.: МГП «Мосводоканал», 1996 – С. 123–133.
58. Касимов А.М. Твердые бытовые отходы. Технологии, оборудование. Проблемы и решения / А.М. Касимов, В.Т. Семенов, А.М. Коваленко, А.М.Александров – Х.: ХНАГХ, 2006. – 301 с.
59. Кашковський В.І. Способи знешкодження високотоксичних стоків звалищ твердих побутових відходів / В.І. Кашковський, В.П. Кухар.// Наука та інновації 2005 Т.1 №6 С. 107-116.
60. Классен В.И. Вода и магнит / В.И. Классен – М.: Наука, 1973. – 112 с.
61. Коваленко А.Н. Анализ методов очистки сточных вод от биогенных элементов / А.Н. Коваленко, Г.И. Благодарная, Т.А. Шевченко // Коммунальное хозяйство городов: Науч. – техн. сб. Вып. 74. – К.: Техника, 2007. – С. 185–190.
62. Коваленко А.Н. Исследование влияния активированного раствора коагулянта на процесс дефосфатизации сточных вод / А.Н. Коваленко, Т.А. Шевченко // «Науковий вісник будівництва»: Зб. наук. праць. – Х.: ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2009. - Вип. 52. – С. 163–166.
63. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод / В.А. Ковальчук – Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня». – 2003. – 622 с.
64. Контактные осветлители для очистки воды / Под ред. д.т.н. Д.М. Минца – М.: Изд-во МКХ РСФСР, 1955. – 97 с.
65. Корчик Н.М. Многостадийная обработка дренажных вод свалок для их эффективной очистки / Н.М. Корчик // Вода і водоочисні технології. – 2004. - №2. – С. 21–28.

66. Кульский Л.А. Основы химии и технологии воды / Л.А. Кульский – К.: Наукова думка, 1991. – 568 с.
67. Кургаев Е.Ф. Методы определения физических параметров контактной среды в осветлителе / Е.Ф. Кургаев // Информационное письмо ЦНИИ МПС. - 1957. - № 411. – 20 с.
68. Кустанович И.М. Спектральный анализ / И.М. Кустанович – М.: Высшая школа, 1972. – 346 с.
69. Ласков Ю.М. Удаление азота методом одностадийной нитрификации–денитрификации с периодической аэрацией / Ю.М. Ласков, Б.А. Ганин, М.Г. Джикия и др. // Совершенствование системы водоотведения г. Москвы: Сб. науч. тр. – М., 1984. – С. 28–35.
70. Луценко Г.Н. Физико-химическая очистка городских сточных вод / Г.Н. Луценко, А.И. Цветкова, И.Ш. Свердлов – М.: Стройиздат, 1984. – С. 48-51.
71. Манк В.В. ЯМР–спектроскопия воды и водных систем / В.В. Манк, Н.И. Лебовка – К.: Знание, 1980. – 24 с.
72. Маслов В.М. Рекомендуемые методы очистки фильтрата / В.М. Маслов // Інформаційно-аналітичний зб. «Санітарна очистка міст та комунальний автотранспорт» Вип. 4 К. : 2002. – С. 44–50.
73. Миненко В.И. О физико-химических основах магнитной обработки воды / В.И. Миненко, С.М. Петров // Теплоэнергетика. – 1962. – №9. – С. 63.
74. Миташева Н.В. Технология очистки фильтрата полигонов твердых бытовых отходов физико–химическими методами / Н.В. Миташева и др.// ВодаMagazine. – №2. – С. 36–38.
75. Мясникова Г.Б. Оценка коагулирующей способности реагентов в ОАС «Алчинский глиноземный комбинат» / Г.Б. Мясникова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – №10. – С. 14–16.
76. Найманов А.Я. Основы надежности инженерных систем коммунального хозяйства / А.Я. Найманов, Н.Г. Насонкина, В.Н. Маслак, Н.И. Зотов – Донецк: НАН Украины. Ин–т экономики пром–ти, 2001. – 152 с.
77. Національна стратегія поводження з твердими побутовими відходами в Україні // Звіт про існуючу ситуацію в секторі та стратегічні питання. –К.: Квітень 2004р.

78. Орел Д. Шведський досвід переробки твердих муніципальних відходів. Частина 1 система поводження з твердими муніципальними відходами. / Д.Орел, О. Попович, М. Мальований // Ринок інсталяцій, 2005. - № 6 (101). - С. 43–45.
79. Павкина О.М. Удаление азота и фосфора из сточной жидкости / О.М. Павкина, А.В. Царёв, К.В. Мельников // Труды НГАСУ. – Новосибирск, 2001. – 4. – №2(13). – С.168–174.
80. Пат. України № 54932А, МПК 7 C02F1/48. Спосіб підготовки розчину алюмовамістного коагулянту для освітлення природних і стічних вод / Душкін С.С., Дем'янюк В.М. та ін. – Заяв. 24.05.2002; Опубл.17.03.2003.
81. Пат. № 86545 Україна, МПК<sup>51</sup> (2009) C02F 1/48 Спосіб очищення води від дисперсних домішок / Душкін С.С., Благодарна Г.І., Солодовник М.В., Душкін С.С., Шевченко Т.О.; заявник та правовласник ХНАМГ. – № 86545; заявл. 16.04.2008; опубл. 27.04.2009, Бюл. №8.
82. Пат. № 45046 Україна, МПК<sup>51</sup> (2009) C02F 1/48 Спосіб доочистки стічних вод від сполук фосфору / Душкін С.С., Коваленко О.М, Благодарна Г.І., Ярошенко Ю.В., Линник Г.О., Шевченко Т.О.; заявник та правовласник ХНАМГ. – № 45046; заявл. 15.05.2009; опубл. 26.10.2009, Бюл. № 20.
83. Пат. № 45190 Україна, МПК<sup>51</sup> (2009) C02F 1/48 Спосіб очищення стічних вод полігонів твердих побутових відходів./ Душкін С.С, Корінько І.В., Солодовник М.В., Ткачов В.О., Душкін С.С., заявник та правовласник ХНАМГ.–№ 45190; заявл. 09.06.2009; опубл.26.10.2009 Бюл. №20.
84. Пат. № 53298 Україна, МПК<sup>51</sup> (2009) C02F 1/48 Спосіб очистки стічних вод від біогенних елементів / Душкін С.С., Корінько І.В., Коваленко О.М, Благодарна Г.І., Солодовник М.В., Душкін С.С., Шевченко Т.О.; заявник та правовласник ХНАМГ. – № 53298; заявл. 23.09.2008; опубл. 11.10.2010, Бюл. № 19.
85. Патрауган М.А. Процессы денитрификации и их роль в анаэробной очистке питьевой и сточных вод / М.А. Патрауган, О.С. Радченко // Химия и технология воды, 1995. – 17. – №6. – С. 629–650.
86. Пиманов П.Г. Исследование процессов разделения иловой смеси во вторичных отстойниках / П.Г. Пиманов, Н.Н. Пиманова, О.М. Павкина // Труды НГАСУ. – Новосибирск, 2000. – 3. – №1(8). – С.99–101.

87. Пименов И.В. Влияние некоторых факторов на биологическое окисление аммонийного азота в сточных водах / И.В. Пименов, Т.В. Валеева, Г.Е. Юровских и др. // Кокс и химия. – М.: Metallurgia, 1990. – №3. – С. 47–48.
88. Поваров А.А. Комплексная установка по очистке дренажных вод полигонов ТПВ / А.А. Поваров, В.Д. Павлова // Waste Tech – V международный конгресс по управлению отходами и природоохранным технологиям. Сб. докладов. – М., 2007. – С. 379–380.
89. Разумовский Э.С. Современные технологии очистки сточных вод / Э.С. Разумовский // Жилищное и коммунальное хозяйство. – 1994. – №3. – С. 30–34.
90. Рішення про видачу деклараційного патенту на корисну модель , щодо заявки № u 2010 12593 «Спосіб очищення природних і стічних вод».
91. Серпокрылов Н.С. Дефосфатизация биологически очищенных сточных вод / Н.С. Серпокрылов, Е.В. Вильсон, В.А. Куделич и др. // Известия вузов. Строительство. – 2001. – №4. – С. 93–99.
92. Свитцов А.А. Введение в мембранную технологию / Свитцов А.А. – М.: ДеЛи принт, 2007. – 208 с.
93. Смолуховский М. Кинетика коагуляции коллоидных растворов. Коагуляция коллоидов / М. Смолуховский – М.: ОНТИ, 1936. – С. 81–94.
94. Солодовник М.В. Эффективность использования реагентной очистки дренажных вод / М.В. Солодовник // Міжнародна науково–практична конференція молодих вчених і студентів «Екологічні проблеми природокористування та ефективно енергозбереження», 27–29 квітня 2010р., м. Київ. - Зб. тез доповідей. – К.: КНУБА, 2010. – С. 96–99.
95. Солодовник М.В. Реагентный метод очистки сточных вод полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // Материалы III Международной научно–практической конференции «Вода, экология, общество». - Х.: ХНАГХ, 2010. - С. 176–177.
96. Солодовник М.В. Граничные условия применения методов очистки дренажных вод полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // III Міжнародна науково–технічна конференція «Актуальні проблеми водного господарства та природокористування» – Рівне: НУВГП, 2009. – С. 48–49.

97. Солодовник М.В. Возможность применения мембранных технологий для очистки дренажных вод полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // V Всеукраїнська науково–практична конференція «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» – Запоріжжє, 2009. – С. 79–81.
98. Солодовник М.В. Особенности условий формирования и очистки дренажных вод полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // Производственно–технический и научно–практический журнал «Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение». – М., 2009. – 4. – С. 10–14.
99. Солодовник М.В. Особенности очистки дренажных сточных вод полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // Науковий вісник будівництва. – Х.: ХДТУБА ХОТВ АБУ, 2009. – №52 - С. 171–175.
100. Солодовник М.В. Анализ эффективности технологий очистки фильтрата полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – Одеса: ОДАБА, 2009. – Вип. 34 - С. 601–603.
101. Солодовник М.В. Исследование влияния «возраста» фильтрата полигонов твердых бытовых отходов на эффективность очистки / М.В. Солодовник // Международная научно–практическая конференция «Повышение эффективности использования водных, тепловых и энергетических ресурсов и охрана окружающей среды». – К.: КНУБА, 2009. – С. 47–50.
102. Солодовник М.В. Энергосберегающие технологии очистки сточных вод полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // Внедрение инновационных технологий и перспективы развития систем теплогазоснабжения и вентиляции. Материалы международной научно–технической конференции. – Х.: ХНАГХ, 2008. – С. 17–18.
103. Солодовник М.В. Эффективные способы обезвреживания дренажных вод полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // XXXIV научно–техническая конференция преподавателей, аспирантов и сотрудников Харьковской национальной академии городского хозяйства. Программа и тезисы докладов. Часть I. Строительство, архитектура, экология. – Х.: ХНАГХ, 2008 – С. 221–223.



104. Солодовник М.В. Особенности очистки сточных вод полигонов твердых бытовых отходов / М.В. Солодовник // Вісник Рівненського національного університету водного господарства та природокористування. Зб. наукових праць. – Рівне: НУВГП, 2007. – Вип.4 (40), частина 2. – С. 39–45.
105. Соложенкин П.М. Гальванохимическая обработка сточных вод / П.М. Соложенкин, В.П. Небера // Экология и промышленность России. – М., 2001. - № 7. – С. 21–26.
106. Сорокина Е.Б., Благодарная Г.И. Влияние активированного раствора коагулянта на гидравлическую крупность коагулируемой взвеси / Е.Б. Сорокина, Г.И. Благодарная // Коммунальное хозяйство городов: науч.–техн. сб. – К.: Техніка, 2000. – Вып. 23. - С. 98–99.
107. Степанюк А.П. Проблема знешкодження фільтрату та шляхи її вирішення / А.П. Степанюк // Інформаційно–аналітичний збірник «Санітарна очистка міст та комунальний автотранспорт» » Вип. 4 К. : 2002. – С. 40–43 .
108. Степняк С.В. Методи очистки стоків зі сміттєзвалищ / С.В. Степняк // Інформаційно–аналітичний збірник «Санітарна очистка міст та комунальний автотранспорт» » Вип. 4 К. : 2002. – С. 72–77.
109. Тавардткіладзе И.М. Технология биологической очистки надиловой воды / И.М. Тавардткіладзе, А.А. Свердликов // Тезисы докладов 48 научн.–техн. конфер. Киевского инж.–строит. инстит. – Журнал «Водоснабжение и санитарная техника» - К., 1987. – № 10. - С. 28.
110. Тетеря А.И. Моделирование процессов удаления азота из сточных вод на малогабаритных установках биологической очистки воды / А.И. Тетеря, А.Я. Олейник // Прикладна гідромеханіка. Т.3(75). – К.: Видавництво Інституту гідромеханіки НАН України. – 2001. – С. 59–65.
111. Тетеря А.И. Комплексная биологическая очистка малых объемов сточных вод / А.И. Тетеря // Дис. Канд. техн. наук 05.23.04 – К., 2004. – 198 с.
112. Хаммер М. Технология обработки природных и сточных вод / М. Хаммер – М.: Высш. шк., 1979. – 496 с.
113. Чернышёв В.Н. Очистки сточных вод от фосфора (в порядке обсуждения) / В.Н. Чернышёв, Н.И. Куликов, А.А. Ракульцев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – №1. – С. 18–20.
114. Шахов А.И. Влияние магнитного поля на эффективность осветления воды / А.И. Шахов, С.С. Душкин // Гигиена и санитария. – 1964. – №7. – С. 18–19.

115. Шевченко М.А. Получение железного коагулянта для очистки питьевой воды электролитическим методом / М.А. Шевченко // Укр. хим. журн. – 1951. – Т. 17, №3. – С. 427–433.
116. Шевченко Т.А. Анализ факторов, влияющих на процесс дефосфатизации бытовых сточных вод / Т.А. Шевченко // «Вісник ОДАБА». – Одеса: ОДАБА, 2009. – Вип. № 34. - С. 613–616.
117. Щербина Г.П. Исследование фильтрационных стоков полигона ТПВ для установления возможности утилизации его с использованием фермента класса оксигедаз / Г.П. Щербина и др // Інформаційно–аналітичний збірник «Санітарна очистка міст та комунальний автотранспорт» » Вип. 4 К. : 2002. – С. 51–56.
118. Щетинин А.И. Сопоставительная оценка известных конфигураций аэротенков для удаления азота и фосфора / А.И. Щетинин // Сб. докладов «ЭТЕВК–2003» – Ялта, 2003. – С. 332–336.
119. Щетинин А.И. Реакторы последовательно–периодического действия для очистки малых количеств сточных вод / А.И. Щетинин, Е.И. Тырин, В.В. Агафонкин // Сб. докладов «ЭТЕВК–2003» – Ялта, 2003. – С. 336–340.
120. Щетинин А.И. Возможности повышения эффективности удаления азота и фосфора в аэротенках комплекса биологической очистки (КБО) сточных вод «Диканевский» г. Харькова / А.И. Щетинин, Б.Ю. Малбиев, А.А. Реготун, А.Н. Есин // Сб. докладов «ЭТЕВК–2003» – Ялта, 2003. – С. 349–352.
121. Эпов А.Н. Перспективы достижения современных нормативов качества очищенных сточных вод по концентрациям биогенных элементов / А.Н. Эпов, Л.С. Савельева – М.: МГП «Мосводоканал», 1996 – С. 60–72.
122. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод / Учебник для вузов / С.В. Яковлев, Ю.В. Воронов – М.: АСВ, 2004. – 704 с.

## НАУКОВЕ ВИДАННЯ

Душкін Станіслав Станіславович,  
Коваленко Олександр Миколайович,  
Дегтяр Марія Володимирівна,  
Шевченко Тамара Олександрівна

## РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧІ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

### МОНОГРАФІЯ

(російською мовою)

Редактор *О. Ю. Кригіна*  
Комп'ютерне верстання *Н. В. Зражевська*  
Дизайн обкладинки *І. П. Шелехов*

Підп. до друку 18.04.2011  
Друк на ризографі  
Тираж 500 пр.

Формат 60 x 84 1/16  
Ум. друк. арк. 7,5  
Зам. №

Видавець і виготовлювач:  
Харківська національна академія міського господарства,  
вул. Революції, 12, Харків, 61002  
Електронна адреса: [rectorat@ksame.kharkov.ua](mailto:rectorat@ksame.kharkov.ua)  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:  
ДК № 4064 від 12.05.2011